P2 3835

Revue Trimestrielle
Tome 30 – Fascicule 2
Juin 1999

# SOCIÉTÉ FRANÇAISE D'ÉCOLOGIE

Association reconnue d'utilité publique

ISSN 1259-5314

9 JUIN 2000

Source : MNHN

Source : MNHN

Revue Trimestrielle
Tome 30 – Fascicule 2
Juin 1999

# ÉCOLOGIE

ÉCOLOGIE
ÉCOLOGIE
ÉCOLOGIE

BIBL. DU MUSÉUM PARIS

## SOCIÉTÉ FRANÇAISE D'ÉCOLOGIE

Association reconnue d'utilité publique

ISSN 1259-5314

Bibliothèque Centrale Muséum
3 3001 00111850 3
Source : MNHN

# ÉCOLOGIE

## REVUE DE LA SOCIÉTÉ FRANÇAISE D'ÉCOLOGIE

Http // home.worldnet.fr/ecologie/



## COMITÉ ÉDITORIAL – *EDITORIAL BOARD*

### Éditeur – *Editor*

P. SILAN, CNRS (UPR 9060), Station Méditerranéenne de l'Environnement Littoral, Université Montpellier II, 1 Quai de la Daurade, 34200 Sète (silan.sfe@univ-montp2.fr).

### Directeur de la publication – *Publication Board Chairman*

D. BELLAN-SANTINI, Centre d'Océanologie de Marseille, Station Marine d'Endoume, rue Batterie des Lions, 13007 Marseille (bellan@com.univ-mrs.fr).

### Comité de Rédaction – *Editorial staff*

R. BARNABÉ (rbarnabe@univ-montp2.fr), L. PALKA (écologie@worldnet.fr).

### Éditeurs associés – *Associate Editors*

M. BARBERO, Biosystématique et Écologie Méditerranéenne, Université de Provence, case 461 bis, Avenue Escadrille Normandie Niemen, 13397 Marseille Cedex 13.

B. BERTHET, Service d'écotoxicologie, CNRS/Université de Nantes, 1 rue Gaston Veil, B.P. 53508, 44035 Nantes Cedex 01 (amiard@sante.univ-nantes.fr)

F. BLASCO, ICIV - Institut de la Carte Internationale de la Végétation - 13, avenue du Colonel Roche, BP. 4403, 31405 Toulouse cedex (francois.blasco@cict.fr).

J.P. CANCELA DA FONSECA, Université Paris 7, Laboratoire de Biologie Végétale et d'Écologie Forestière, route de la Tour Dénecourt, 77300 Fontainebleau (jorge.cancela@wanadoo.fr).

H. DECAMPS, C.E.R.R., C.N.R.S. 29 rue Jeanne Marvig, 31055 Toulouse cedex (decamps@o200.cemes.fr).

M. DUFRENE, Unité d'Écologie et de Biogéographie, Université catholique de Louvain, Croix du Sud, 5 B - 1348 Louvain-la-Neuve, Belgique (m.dufrene@mrw.wallonie.be).

B. ELKAIM, Laboratoire d'Hydriobiologie, Université Pierre et Marie Curie, 12 rue Cuvier, 75005 Paris.

S.I. GHABBOUR, Département des Ressources Naturelles, Institut de Recherche et d'Etudes Africaines, Université du Caire, 12613 Giza (Le Caire), Egypte (ghabbour@aucegypt.edu ou sghabbour@yahoo.com)

M. LANGLAIS, Laboratoire de Mathématiques Appliquées de Bordeaux, B.P. 26, U.F.R. M.I.2S. Université Victor Segalen Bordeaux 2, 33076 Bordeaux Cedex France (michel.langlais@mi2s.u-bordeaux2.fr).

F. MALAISSE, Laboratoire d'Ecologie, Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques, Passage des Déportés, 2, B-5030 Gembloux, Belgique (malaisse.f@fsagx.ac.be ou malaisse@br.fgov.be).

D. PONTIER, UMR CNRS 5558 "Biométrie, Génétique et Biologie des Populations", Université Claude Bernard LYON 1, 43 Bd du 11 novembre 1918, 69622 Villeurbanne Cedex (dpontier@biomserv.univ-lyon1.fr)

F. RAMADE, Laboratoire d'Écologie et de Zoologie, Université Paris-Sud, Bât. 442, 91405 Orsay Cedex (francois.ramade@ibaic.u-psud.fr).

G. RELINI, Universitá di Genova, Laboratori di biologia marina, Ecologia animale, Via Balbi 5, 16126 Genova, Italie (sibmzool@igecuniv.cisi.unige.it).

D. SIMBERLOFF, Department of Ecology & Evolutionary Biology, University of Tennessee, Knoxville, TN 37996-1610, USA (dsimberloff@utk.edu).

B. SOUCHIER, Laboratoire de Biologie Alpine, Université J. Fourier, B.P. 53X, 38041 Grenoble Cedex (Chantal.Maquet@ujf-grenoble.fr)

P. TREHEN, Station Biologique de Paimpont, 35380 Plélan-le-Grand (paul.trehen@univ-rennes1.fr).

M. TREMOLIERES, CEREG ULP / CNRS ERS 1747, Laboratoire de Botanique et Ecologie végétale, Université Louis Pasteur, Institut de Botanique, 28 rue Goethe, 67083 Strasbourg Cedex (tremolieres@geographie.u-strasbg.fr).

M. USHER, Scottish Natural Heritage, 2 Anderson Place, Edinburgh, EH6 5NP, Scotland, U.K. (mbu@snh.gov.uk).



Association Loi 1901 - reconnue d'utilité publique - ISSN 1259-5314 – TVA : FR 34 32 60 85 263 - SIRET 32 60 852 63 00019



Source : MNHN

*Écologie*, t. 30 (2) 1999 : 91-100

# LE RISQUE D'EUTROPHISATION DE L'ÉTANG DE VACCARÈS ET DES MARAIS DE LA CAMARGUE (DELTA DU RHÔNE, FRANCE)*

Cees J. DE GROOT † & Han GOLTERMAN[1]

*[1]Han Golterman, Mas dou Bòchi, Chemin de Tintarlot 5, F-13200 Arles (e-mail : golterman@wanadoo.fr).*
*Association "Leiden - Camargue", Station Biologique de la Tour du Valat, Arles, F-13200.*

**SUMMARY**
(original scientific paper)

*THE DANGER OF THE EUTROPHICATION OF THE ETANG DE VACCARES AND THE MARSHES OF THE CAMARGUE (RHONE DELTA, S. FRANCE).*
*Nitrogen and phosphate concentrations and fluxes were measured in a representative hydrological system of irrigation and drainage canals and marshes (including the central lake, the Etang du Vaccarès) of the Camargue (Rhone delta, S-France). Large quantities of nitrogen and phosphate appear to enter these marshes and the Etang de Vaccarès.*
*In order to monitor eutrophication, chlorophyll a concentrations were measured in the Etang de Vaccarès. These remained low in spite of high nutrient loadings. This contradiction can be explained by the adsorption of phosphate onto the sediments, keeping the o-phosphate concentration in the water relatively low, but sufficiently high to support bluegreen algal blooms in marshes and the Vaccarès in the near future.*

**KEY WORDS:** Fertilizer - Nitrogen - Phosphate - Camargue - Marsh - Vaccarès.

**RÉSUMÉ**
(travail original)

*Les concentrations en phosphates et en composés azotés ainsi que leurs flux ont été mesurées en Camargue (delta du Rhône, sud de la France). Ces quantités ont été estimées pour une unité hydrologique représentative, celle du bassin versant de l'Aube de Bouic comportant des marais, des rizières et un exutoire vers l'Étang du Vaccarès. Des quantités considérables d'azote et de phosphate entrent dans l'Étang de Vaccarès et les marais. La concentration en chlorophylle dans l'Étang de Vaccarès a été mesurée comme indicateur de l'évolution de l'eutrophisation. Cette concentration reste faible malgré une accumulation importante de phosphate dans les marais et dans le Vaccarès, encore adsorbé aux sédiments, mais elle est assez élevée pour permettre le développement massif des Cyanophytes dans l'avenir.*

**MOTS CLÉS :** Engrais - Azote - Phosphate - Camargue - Marais - Irrigation - Vaccarès.

## INTRODUCTION

La Camargue est une zone humide de grande importance pour la protection de la nature et son paysage. Sa position géographique, sur la route de migrations, son climat doux et une riche variété d'habitat des oiseaux ont créé une des zones humides ornithologiques les plus riches de l'Europe (BLONDEL & ISENMANN, 1981 ; PICON, 1988 ; BOULOT, 1991). Une très bonne description géographique a été donnée par KRUIT (1955). La Camargue est également une région agricole très appréciée pour son milieu naturel de grande valeur, mais son évolution est inquiétante (TAMISIER, 1990). Il est nécessaire que les espaces naturels et les espaces réservés à l'agriculture puissent y coexister. Les menaces que fait peser l'agriculture sur le milieu naturel sont d'origines diverses : changement du régime hydrologique, apport (non quantifié) de substances phytosanitaires toxiques, apport (non quantifié) de métaux lourds par l'eau d'irrigation (l'eau du Rhône) et apport de sels nutritifs par les engrais et par l'eau du Rhône.

---

Cet article est basé sur un chapitre de la thèse de C. J. DE GROOT, qui n'a pu être publié suite à la mort soudaine et très regrettée de son auteur.

BIBL. DU MUSÉUM PARIS

Source : MNHN

dans plusieurs lagunes du monde (POLETTI *et al.*, 1997, UNESCO, 1995) pourrait apparaître dans la zone étudiée.

Le but de cet article est de bien signaler les concentrations de nutriments trop élevées dans les plans d'eau de la Camargue et le danger d'eutrophisation qui s'ensuit déjà aujourd'hui, et de fournir un point de référence pour une comparaison future.

## MÉTHODES

À partir du 15 mai 1990 et durant un cycle annuel, des analyses chimiques ont été effectuées, tous les 15 jours, sur des échantillons prélevés dans cinq stations en Camargue : Aube de Bouic (canal d'irrigation, à la station de pompage, n° 1 sur la carte), La Fumemorte (à l'embouchure, n° 2), Étang de Vaccarès Est (n° 3), Étang de Vaccarès Centre (n° 4), et Étang de Vaccarès Ouest (n° 5). (FIG. 1) Les échantillons ont été prélevés directement en flacons de verre, immergés à 0,25 - 0,5 m de profondeur dans la matinée et filtrés à 14 hr; les o-P et $N_{min}$ étaient analysés dans l'après-midi. Pour chaque échantillon deux flacons ont été remplis et deux analyses ont été faites par flacon.

Les variables suivantes ont été mesurées selon les méthodes décrites dans IBP Handbook n° 8 (GOLTERMAN *et al.*, 1978) :

| Variables | Principe de la méthode | IBP méthode No |
|---|---|---|
| pH | pH mètre | 3.2.4 |
| Chlorures ($Cl^-$) | titration avec $Ag^+$ | 4.5.6 |
| Orthophosphate (o-P) | colorimétrie | 5.6.2 |
| Phosphate total ($P_{tot}$, sur l'eau non-filtrée) | colorimétrie après digestion | 5.7.1 |
| Chlorophylle-a (Chl-a) | colorimétrie après extraction à l'alcool | 7.8.2 |
| Azote minéral total ($N_{min}$ = $NO_3^-$, $NH_4^+$ et $NO_2^-$) | distillation et titration, (avec $TiCl_3$ comme réducteur) | 5.1.2 (et GOLTERMAN, 1991a) |

Les concentrations sont données en $\mu g.l^{-1}$ (P), $mg.l^{-1}$ (N) et $\mu g.l^{-1}$ (Chl-a). Les résultats complets (y compris les variables non-utilisées dans cet article) figurent intégralement dans De GROOT (1992).

Les données hydrologiques ont été prises de GODIN (1990) et El HABR (1987), et complétées par des données pour La Fumemorte par un suivi de la vitesse de l'eau (simples flotteurs, i.e. des tuyaux verticaux) et du déplacement de $Cl^-$. Les flux des sels nutritifs ont été estimés par le produit du débit annuel et la concentration moyenne.

## RÉSULTATS

### LES PHOSPHATES

La concentration en o-P à la station de pompage de l'Aube de Bouic a une moyenne de 87 $\mu g.l^{-1}$ et de 18 $\mu g.l^{-1}$ dans La Fumemorte (TAB. I). La concentration en $P_{tot}$ a une valeur moyenne de 238 $\mu g.l^{-1}$ dans L'Aube de Bouic et une valeur moyenne de 121 $\mu g.l^{-1}$ dans La Fumemorte. Les variations mensuelles de ces données sont présentées en FIG. 2.

Dans l'Étang de Vaccarès Est, Centre et Ouest, les concentrations de l'o-P ont des valeurs moyennes respectivement égales à 10, 4,5 et 6 $\mu g.l^{-1}$ ; et les concentrations de $P_{tot}$ ont des valeurs moyennes égales à 70,5, 53 et 46 $\mu g.l^{-1}$. (TAB. I et FIG. 3 & 4).

### L'AZOTE MINÉRAL

Les résultats regroupent l'ensemble des formes de l'azote minéral (nitrates, nitrites et ammonium = $N_{min}$), puisqu'elles sont toutes biologiquement disponibles et peuvent être converties aisément par les végétaux.

**TABLEAU I.**– Concentrations moyennes en o-P ($\mu g.l^{-1}$), $P_{tot}$ ($\mu g.l^{-1}$), $N_{min}$ ($mg.l^{-1}$) et chlorophyle *a*, leurs valeurs extrêmes et écart types de toutes les points d'échantillonnage.

*Mean concentrations of o-P ($\mu g\ l^{-1}$), $P_{tot}$ ($\mu g\ l^{-1}$), $N_{min}$ ($mg\ l^{-1}$) and chlorophyll a with their range and standard deviations of all sites.*

| | Aube de Bouic | Fumemorte | Vaccarès Est | Vaccarès Centre | Vaccarès Ouest |
|---|---|---|---|---|---|
| o-P (moyenne) | 87 | 18 | 10 | 4,5 | 6 |
| Valeurs extrêmes | 13 - 150 | < 5 -47 | < 5 - 132 | < 5 - 14,5 | < 5 - 37 |
| Écart type | 87 | 11.5 | 83 | 5,5 | 9 |
| $P_{tot}$ (moyenne) | 238 | 121 | 70,5 | 53 | 46 |
| Valeurs extrêmes | 71 - 352 | 28 -194 | < 5 - 626 | < 5 - 232 | < 5 - 255 |
| écart type | 256 | 42 | 127 | 51,2 | 42 |
| $N_{min}$ (moyenne) | 0,9 | 0,4 | 0,22 | 0,4 | 0,26 |
| Valeurs extrêmes | < 0.05 -1,9 | < 0,05 - 1,59 | < 0,05 - 0,72 | < 0,05 - 1,0 | < 0,05 - 0,7 |
| Écart type | 0,48 | 0,35 | 0,72 | 0,3 | 0,21 |
| Chl a (moyenne) | | | 5 | 15 | 15 |
| Valeurs extrêmes | | | 5 - 10 | 10 - 30 | 10 - 30 |

Source : MNHN

Les concentrations en $N_{min}$ dans l'Aube de Bouic ont une valeur moyenne de 0,9 mg.l$^{-1}$ et de 0,4 mg.l$^{-1}$ dans La Fumemorte (FIG. 5). Les pics observés en mai 1990 et juin 1990 peuvent correspondre à l'évacuation, à cette époque, de l'eau des rizières enrichie par les engrais.

Dans l'Étang de Vaccarès Est, Centre et Ouest (FIG. 6), les concentrations en $N_{min}$ ont des valeurs moyennes respectivement égales à 0,22 mg.l$^{-1}$, 0,4 mg.l$^{-1}$ et 0,26 mg.l$^{-1}$.

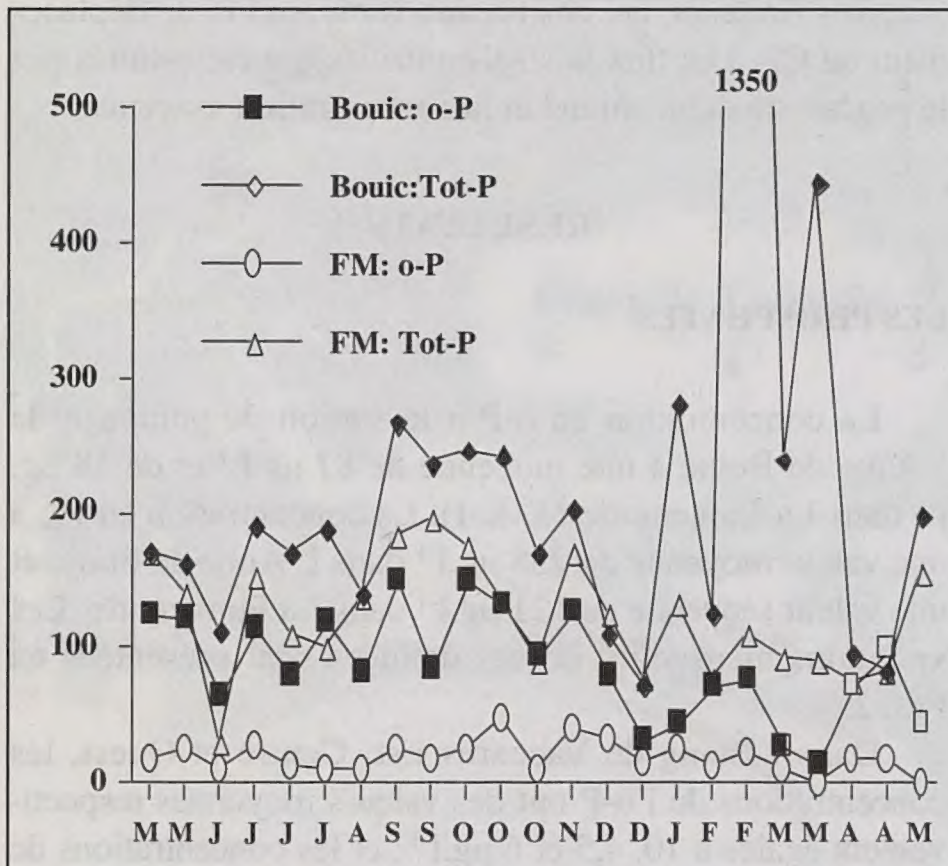


**FIG. 2.**– Variations mensuelles des teneurs en o-P et $P_{tot}$ dans le canal d'irrigation de l'Aube de Bouic et dans La Fumemorte entre le 15 mai 1990 et le 20 mai 1991.

*Concentrations of $P_{tot}$ and o-P in the Aube de Bouic and the Fumemorte between 15 May 1990 and 23 May 1991.*

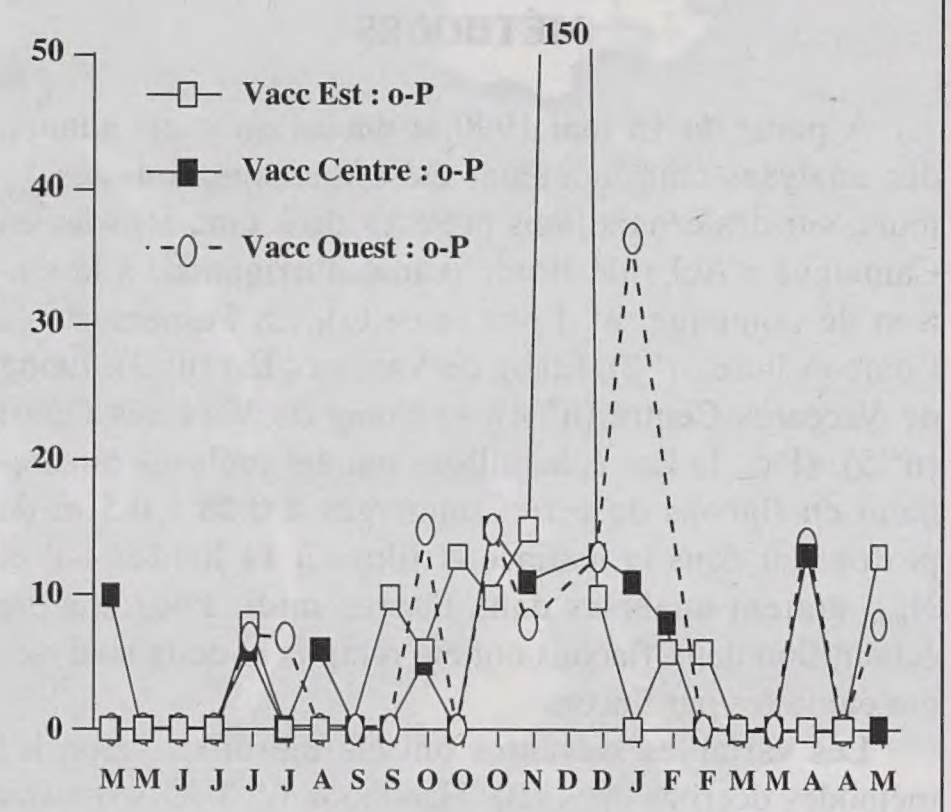


**FIG. 3.**– Variations mensuelles des teneurs en o-P dans l'Étang de Vaccarès Est, Centre et Ouest entre le 15 mai 1990 et le 20 mai 1991.

*Concentration of o-P in the Etang de Vaccarès east, centre and west between 15 May 1990 and 20 May 1991.*

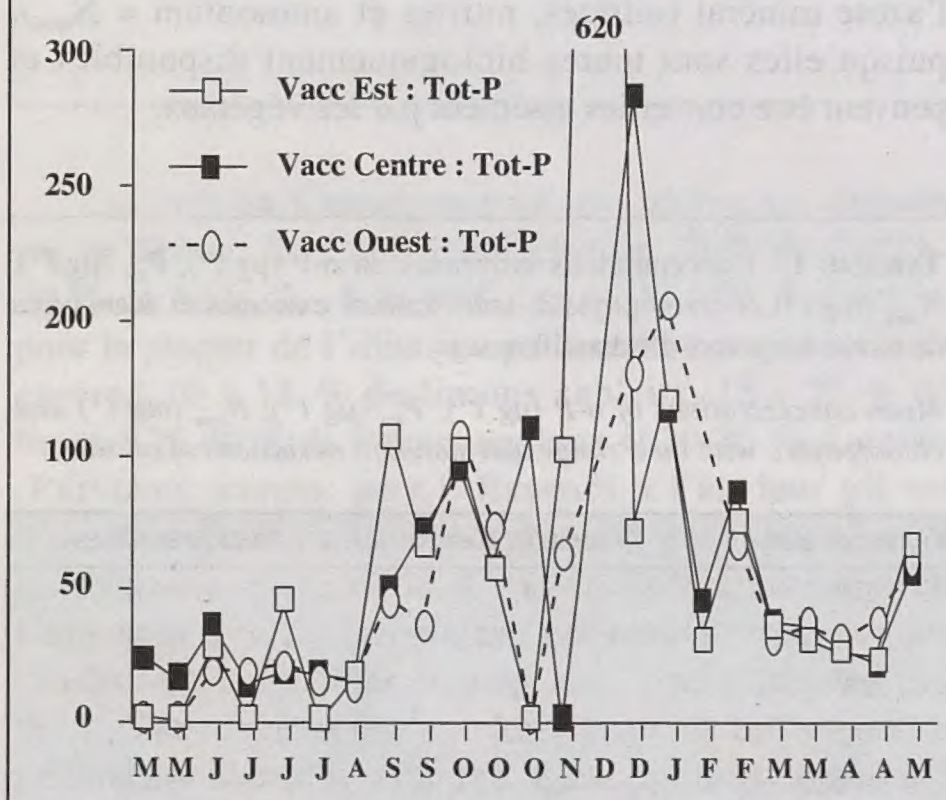


**FIG. 4.**– Variations mensuelles des teneurs en $P_{tot}$ dans l'Etang de Vaccarès Est, Centre et Ouest entre le 15 mai 1990 et le 20 mai 1991.

*Concentrations of $P_{tot}$ in the Etang de Vaccarès east, centre and west between 15 May 1990 and 20 May 1991.*

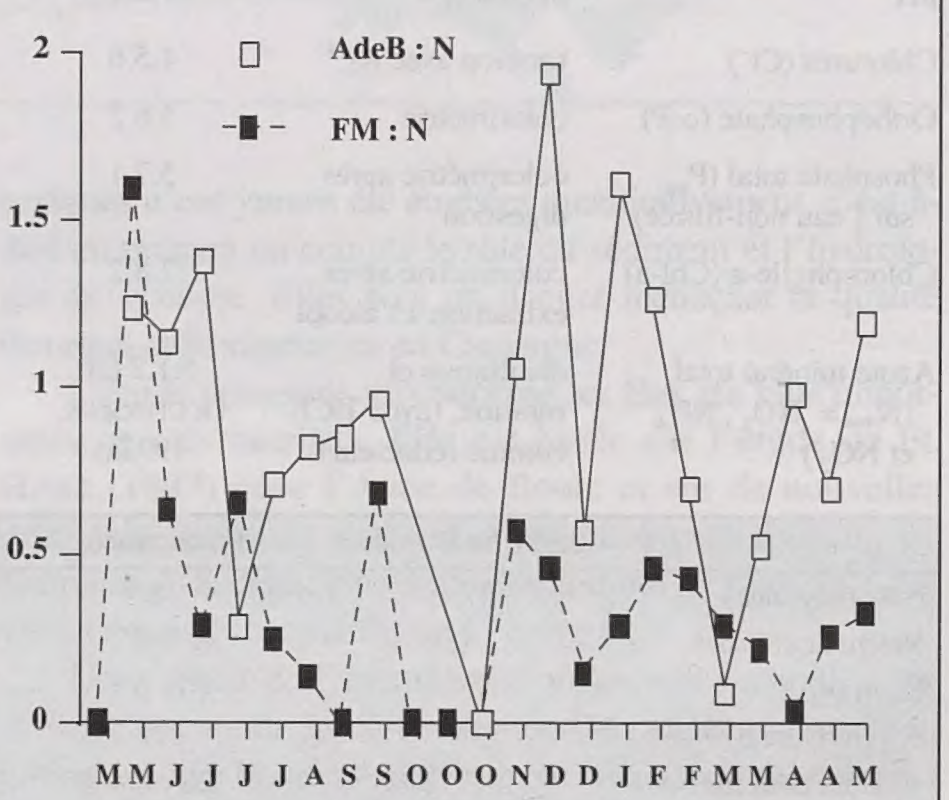


**FIG. 5.**– Variations mensuelles de la teneur en $N_{min}$ dans l'Aube de Bouic et dans La Fumemorte entre le 15 mai 1990 et le 20 mai 1991.

*Concentrations of $N_{min}$ in the Aube de Bouic and La Fumemorte between 15 May 1990 and 23 May 1991.*

Source : MNHN

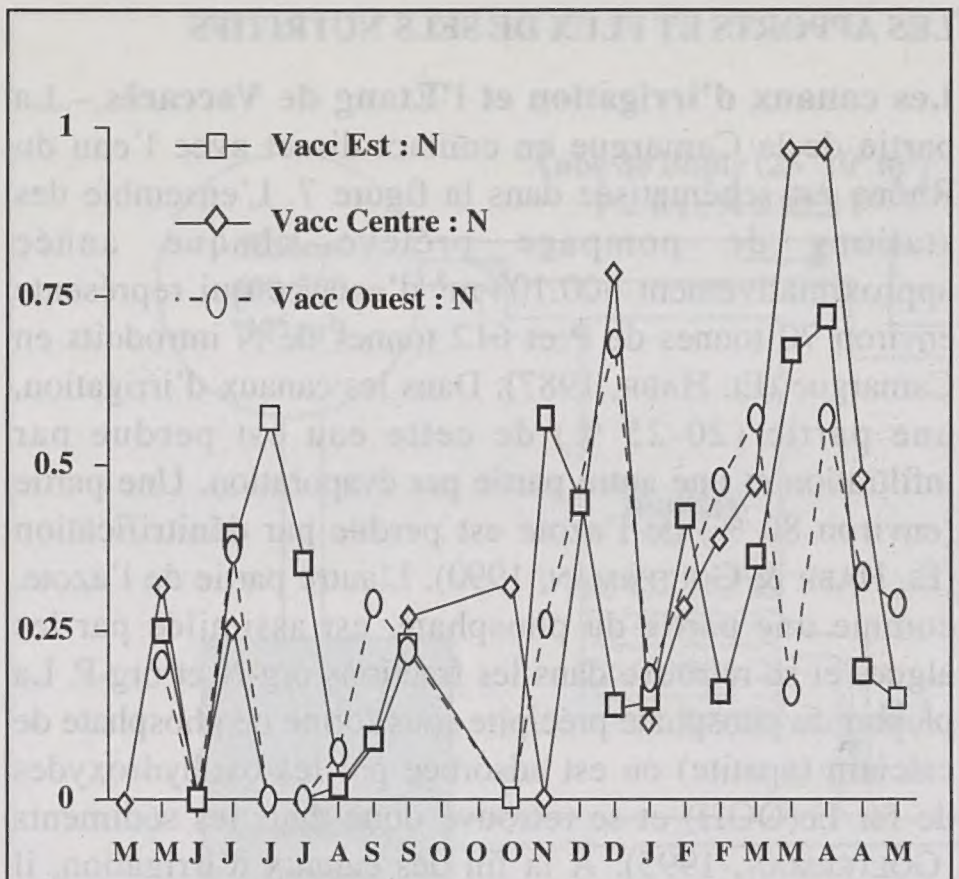


**FIG. 6.**– Évolution de la teneur en $N_{min}$ dans l'Étang de Vaccarès Est, Centre et Ouest entre le 15 mai 1990 et le 20 mai 1991.
*Concentrations of $N_{min}$ in the Etang de Vaccarès east, centre and west between 15 Mai 1990 and 20 Mai 1991.*

## LA CHLOROPHYLLE A

Dans l'Étang de Vaccarès, les teneurs en chlorophylle observées (TAB. I) sont globalement faibles : entre "non détectable" et 31 $\mu g.l^{-1}$, avec un maximum exceptionnel de 400 $\mu g.l^{-1}$ lors d'un épisode de fort mistral.

# DISCUSSION

## LES PHOSPHATES

Les concentrations dans L'Aube de Bouic sont du même ordre de grandeur que celles enregistrées par EL HABR (1987) au niveau de la station de pompage de l'Aube de Bouic en 1984 et 1985. On constate que les valeurs moyennes de $P_{tot}$ mesurées dans L'Aube de Bouic sont 30 % plus élévées que celles trouvées par GODIN (1990). À la station de pompage, les concentrations mesurées sont équivalentes à celles du Rhône (EL HABR & GOLTERMAN, 1987a & 1987b et GODIN, 1990).

Le maximum de $P_{tot}$ (1,35 $mg.l^{-1}$) observé le 20 février 1991 dans L'Aube de Bouic correspond à un bloom d'algues dans le canal, qui avait à cette date un très faible débit; cette valeur exceptionnellement élevée correspond à une concentration importante en chlorophylle a (0,59 $mg.l^{-1}$). Le rapport $P_{tot}$/Chl-a de 2,3 est compris dans la gamme des rapports publiée par GOLTERMAN (1988) pour des lacs peu profonds.

Entre l'entrée de l'eau à la station de pompage de l'Aube de Bouic et sa sortie, une diminution de la teneur en o-P et $P_{tot}$, ainsi qu'une augmentation de la teneur en phosphate particulaire ($P_{part}$) ont été mises en évidence (El HABR, 1987). GODIN (1990) a montré qu'il y avait une perte d'environ 50 % du $P_{tot}$ entre la station de pompage et l'entrée des rizières. Ceci n'est pas confirmé par nos résultats.

Les faibles valeurs enregistrées dans La Fumemorte, en comparaison avec celles mesurées à la station de l'Aube de Bouic, indiquent une fixation de phosphate entre la station de pompage à l'amont et l'embouchure de La Fumemorte.

Le rapport o-P/$P_{tot}$ est plus faible dans La Fumemorte que dans l'Aube de Bouic; ceci peut s'expliquer d'une part, par la précipitation de phosphate de calcium (apatite) et d'autre part, par la vitesse plus faible du courant dans La Fumemorte, suivi par l'adsorption de phosphate sur les oxohydroxydes de fer (Fe(OOH)) des sédiments (GOLTERMAN, 1995).

Les moyennes annuelles présentées dans le tableau I montrent que la concentration en $P_{tot}$ de la station de l'Étang de Vaccarès est très influencée par celle de La Fumemorte. Pendant toute l'année, les teneurs en o-P sont très faibles dans l'Étang de Vaccarès. Les concentrations en phosphate (o-P et $P_{tot}$) sont en moyenne plus fortes dans la station de l'Étang de Vaccarès Est que dans celles de l'Étang de Vaccarès Centre et Ouest. Ceci est dû à l'influence de La Fumemorte qui débouche à proximité du point de prélèvement. Des prélèvements ont été effectués sur l'Étang de Vaccarès Est lors d'un épisode de violent vent du nord (mistral), le 2 décembre 1990. Les autres stations de l'Étang de Vaccarès n'ont pas pu être échantillonnées à cette date mais il semble raisonnable de supposer que l'étang était homogène dans ces conditions. Un pic exceptionnel en o-P et en $P_{tot}$ a été mesuré sur cet échantillon (FIG. 3) et pourrait s'expliquer par la remise en suspension du phosphate contenu dans les sédiments sous l'effet du vent. Ceci semble évident en ce qui concerne le $P_{tot}$, mais reste à vérifier en ce qui concerne l'o-P. Un tel pic peut causer un bloom de phytoplancton, le phosphate des sédiments étant probablement en grande partie bio-disponible.

## L'AZOTE

Les valeurs moyennes de $N_{min}$ sont du même ordre de grandeur que celles enregistrées en 1984 et 1985 par EL-HABR (1987), et en 1988 par GODIN (1990). Cet auteur n'a pas trouvé d'augmentation de la concentration en azote de la nappe phréatique à proximité du canal de l'Aube de Bouic, malgré la forte infiltration d'eau d'irrigation (environ 25 % du total) entre la station de pompage et la sortie du canal.

Source : MNHN

Les valeurs dans La Fumemorte sont inférieures (environ 50 %) à celles mesurées dans l'Aube de Bouic. Ce phénomène est partiellement lié à une fixation de l'azote sous forme organique ($N_{org}$) dans le sédiment (estimée à environ 10 %). Il est principalement dû à la dénitrification dans les canaux d'irrigation (El Habr, 1987) et dans les rizières (Minzoni *et al.*, 1988).

Les valeurs enregistrées pour le $N_{min}$ dans les trois stations de Vaccarès sont du même ordre de grandeur, avec des valeurs légèrement plus élevées dans le Centre qu'à l'Est et à l'Ouest. Les valeurs observées sont moins fortes que celles relevées par Godin (1990), mais bien plus fortes que celles mesurées par le CEMAGREF (Coulet *et al.*, 1989) en 1989. En mars et avril, un maximum d'azote a été observé dans les trois stations. Le pic était trop précoce pour être expliqué par les apports d'engrais des terres agricoles, ce qui est confirmé par le fait qu'il n'y a pas eu de pic d'azote dans La Fumemorte à cette époque. Il semble que cet azote provienne d'une minéralisation lente de la matière organique réfractaire contenue dans les sédiments, favorisée par l'augmentation de la température, ce qui explique que le phénomène soit observé dans les trois stations en même temps. Durant la majeure partie de l'année, la teneur en azote n'est pas négligeable ; compte tenu des faibles teneurs en o-P généralement mesurées, il semble que le phosphate soit la plupart du temps le facteur qui limite la croissance des microphytes dans l'Étang de Vaccarès. Ceci est contraire à ce que l'on observe dans la plupart des plans d'eau de Camargue où l'azote est le facteur qui limite la croissance des macrophytes (Van Wijck *et al.*, 1992).

## LA CHLOROPHYLLE A

En ce qui concerne la concentration en chlorophylle a, les microphytes sont faiblement représentés dans la colonne d'eau sur le cycle annuel. Les rapports $P_{tot}$/Chl-a restent bien en dessous de 1 : entre 0 et 0,8 avec des moyennes autour de 0,1, ce qui semble indiquer que le $P_{tot}$ est plus lié au sédiment en suspension que contenu dans les microphytes (Golterman, 1988). Dans le prélèvement effectué le jour de grand mistral sur l'Étang de Vaccarès Est (2 décembre 1990), des concentrations largement supérieures à celles mesurées dans les autres prélèvements ont été obtenues. Il semble donc que des microphytes soient présents sur le sédiment à certaines périodes, et qu'ils soient mis en suspension dans l'eau à l'occasion des forts coups de vent. Ce phénomène a été décrit par plusieurs auteurs (Brunberg & Boström, 1992 ; Boström *et al.*, 1989). Il pourrait être lié au problème de disponibilité en phosphate, puisque les concentrations en o-P dans l'eau sont très faibles tandis que certaines formes de phosphate présentes dans le sédiment sont disponibles pour les algues.

## LES APPORTS ET FLUX DE SELS NUTRITIFS

**Les canaux d'irrigation et l'Étang de Vaccarès.**– La partie de la Camargue en contact direct avec l'eau du Rhône est schématisée dans la figure 7. L'ensemble des stations de pompage prélève chaque année approximativement $500.10^6$ $m^3$ d'eau, ce qui représente environ 70 tonnes de P et 612 tonnes de N introduits en Camargue (El Habr, 1987). Dans les canaux d'irrigation, une partie (20-25 %) de cette eau est perdue par infiltration et une autre partie par évaporation. Une partie (environ 80 %) de l'azote est perdue par dénitrification (El Habr & Golterman, 1990). L'autre partie de l'azote, comme une partie du phosphate, est assimilée par les algues et se retrouve dans les fractions org-N et org-P. La plupart du phosphate précipite sous forme de phosphate de calcium (apatite) ou est adsorbée par les oxohydroxydes de fer Fe(OOH) et se retrouve donc dans les sédiments (Golterman, 1995). À la fin des canaux d'irrigation, il arrive un volume d'eau de $350\text{-}400.10^6$ $m^3.an^{-1}$, une quantité de P égale à 49-56 tonnes.$an^{-1}$, et une quantité d'N égale à 240-275 tonnes.$an^{-1}$.

L'eau d'irrigation de l'Aube de Bouic est divisée en deux parties (Fig. 7) : une fraction (environ 80 %) va dans les rizières et une autre (environ 20 %) va dans les marais.

Dans les rizières une quantité considérable de sels nutritifs est ajoutée, sous forme d'engrais chimique, aux sels nutritifs venant déjà du Rhône. Dans le tableau II figurent les quantités d'engrais estimées et les apports par irrigation, basés sur les mesures dans l'Aube de Bouic, mais calculés pour la totalité des eaux introduites en Camargue. Une fraction d'org-N et d'org-P est retirée du système pendant la récolte. Une partie de l'eau des rizières, contenant du phosphate et de l'azote, est dirigée vers les canaux de drainage.

**Tableau II.**– Charges des sels nutritifs dans l'ensemble des canaux d'irrigation en Camargue et utilisation des engrais (d'après El Habr, 1987, mais corrigées pour l'augmentation des surfaces cultivées.)

*Nutrient loadings of the irrigation canals of the Camargue and fertiliser utilisation (after El Habr, 1987, but corrected for the increase of the cultivated surface).*

| **Charge à l'entrée du canal d'irrigation** | | | **Charge à la sortie du canal d'irrigation** | | |
|---|---|---|---|---|---|
| o-P | = | 56 t | o-P | = | 36 t |
| Nmin | = | 576 t | Nmin | = | 576 t |
| Ppart | = | 24 t | Ppart | = | 34 t |
| Npart | = | 36 t | Npart | = | 52 t |
| **Engrais appliqué** | | | **Engrais appliqué moins perte par dénitrification** | | |
| o-P | = | 400 t | o-P | = | 400 t |
| Nmin | = | 2500 t | Nmin | = | 500 t |

Source : MNHN

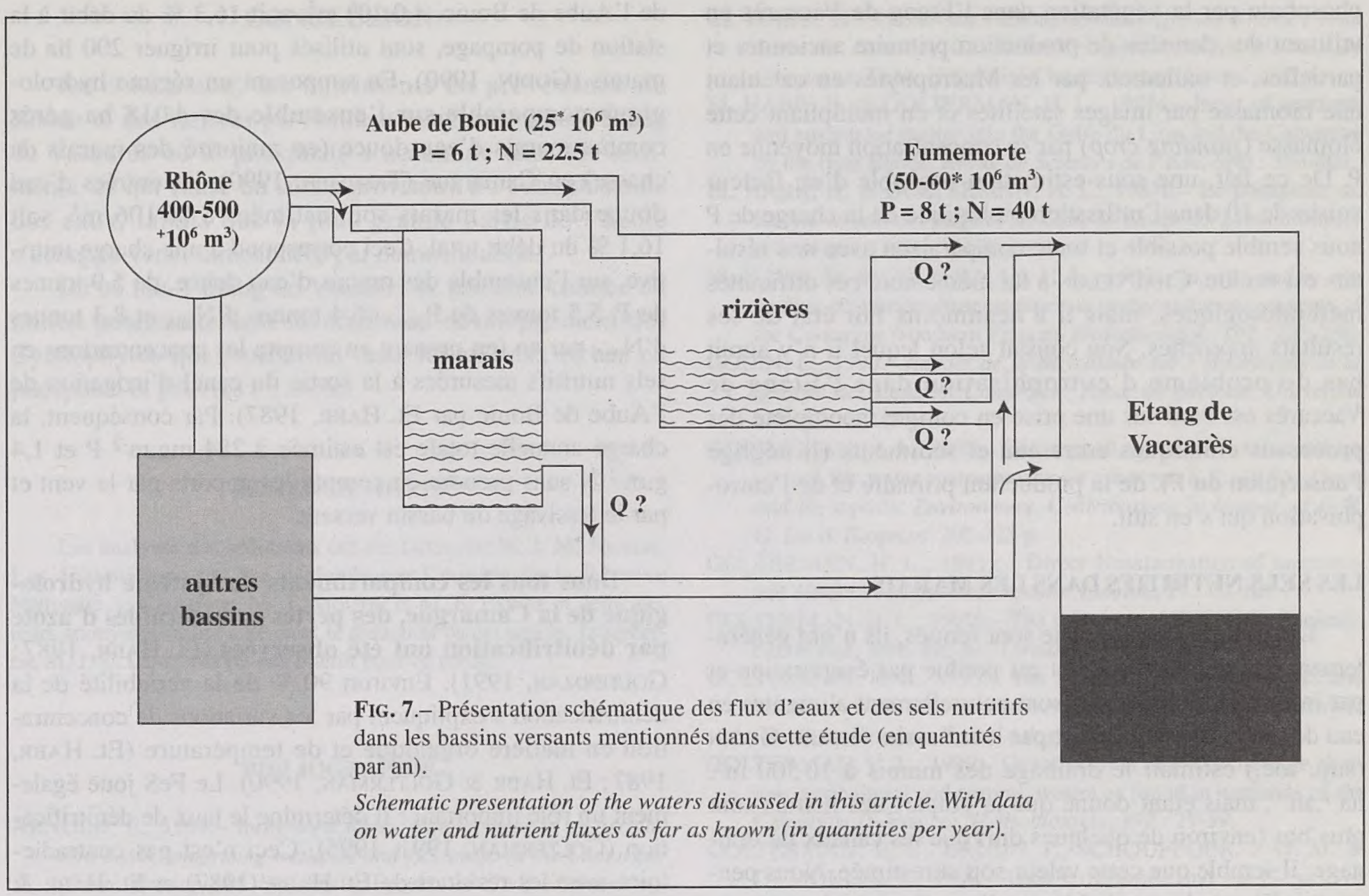


**FIG. 7.**– Présentation schématique des flux d'eaux et des sels nutritifs dans les bassins versants mentionnés dans cette étude (en quantités par an).

*Schematic presentation of the waters discussed in this article. With data on water and nutrient fluxes as far as known (in quantities per year).*

Le pompage de l'eau de drainage vers le Rhône étant de moins en moins pratiqué, celle-ci est évacuée vers l'Étang de Vaccarès. Ceci constitue un apport d'eau douce contenant du phosphate et de l'azote. Il n'y a pas de mesures précises de la quantité d'eau évacuée vers l'Étang de Vaccarès, mais il est possible d'en faire une estimation. Pour le bassin de l'Aube de Bouic, GODIN (1990) a estimé cette quantité à environ 40 % de l'eau introduite, ce qui donne un apport de $230.10^6$ $m^3.an^{-1}$. Une étude, basée sur des données limnigraphiques (DE GROOT, non-publiées), des mesures de courant d'eau, et des données de concentrations en $Cl^-$, nous a permis de calculer un apport de 40 à $60.10^6$ $m^3.an^{-1}$. En considérant les concentrations des sels nutritifs mesurées dans La Fumemorte pour la période mai-octobre et les autres apports, un apport total d'environ 140 $t.an^{-1}$ de N et de 25 $t.an^{-1}$ de P a été évalué pour l'Étang de Vaccarès. Les autres apports sont inconnus, mais peuvent être estimés à 2 à 3 fois les apports par La Fumemorte.

Une accumulation de P a donc lieu dans tous les compartiments du système. Nous avons mesuré une concentration en $P_{tot}$ de 730 $\mu g.g^{-1}$ dans la partie de l'Étang de Vaccarès à proximité de La Fumemorte et de 415 $\mu g.g^{-1}$ dans l'Étang de Vaccarès Est. L'azote s'accumule également dans les sédiments, où la dénitrification est importante. Ce processus correspond globalement à une perte d'azote, mais comme les bactéries dénitrifient pour obtenir l'énergie nécessaire à leur croissance, une partie de l'azote s'accumule sous forme de org-N (GOLTERMAN, 1995).

Pour pouvoir évaluer les risques d'eutrophisation, une connaissance détaillée des processus importants dans les différents compartiments est indispensable. Dans une étude de ce milieu, CHAUVELON (1996) a estimé la charge de P apportée par La Fumemorte dans l'Étang de Vaccarès à 6 $t.an^{-1}$ et a considéré cette charge égale à la charge totale. Ce chiffre est faible en comparaison de notre estimation (35 $t.an^{-1}$, GOLTERMAN, 1999). La différence peut s'expliquer par la méthodologie utilisée par CHAUVELON : Les concentrations en $P_{tot}$ y sont souvent plus basses que celles en o-P et la concentration en $P_{part}$ est donc fortement sous-estimée. Dans le Rhône, nous avons trouvé du $P_{part}$ en quantité équivalente à l'o-P et dans La Fumemorte, DE GROOT a montré que le $P_{part}$ représentait six fois l'o-P. À titre comparatif, il est possible de consulter EL HABR (1987), DE GROOT (1992) et MOUTIN *et al.* (1998). En outre CHAUVELON (1996) note comme seuil de détection pour le $P_{tot}$ une valeur de 0.1 $mg.l^{-1}$ et ajuste à 0.1 $mg.l^{-1}$ toutes les valeurs inférieures à ce niveau. Les faibles concentrations de o-P et $P_{tot}$ étaient donc fortement surestimées. De plus, CHAUVELON a évalué l'utilisation du

Source : MNHN

phosphate par la végétation dans l'Étang de Vaccarès en utilisant des données de production primaire anciennes et partielles, et seulement par les Macrophytes en calculant une biomasse par images satellites et en multipliant cette biomasse (*standing crop*) par sa concentration moyenne en P. De ce fait, une sous-estimation probable d'un facteur voisin de 10 dans l'utilisation biologique de la charge de P nous semble possible et toute comparaison avec nos résultats est exclue. CHAUVELON a lui même noté ces difficultés méthodologiques, mais il a néanmoins fait état de ses résultats approchés. Son constat selon lequel il n'y aurait pas de problème d'eutrophisation dans l'Étang de Vaccarès est basé sur une prise en compte incomplète des processus chimiques entre eau et sédiments (il néglige l'adsorption du P), de la production primaire et de l'eutrophisation qui s'en suit.

## LES SELS NUTRITIFS DANS LES MARAIS

Les marais en Camargue sont fermés, ils n'ont généralement pas de sortie : l'eau est perdue par évaporation et par infiltration latérale. Ils sont naturellement alimentés en eau de pluie, directement et par leur bassin versant. GODIN (sup. loc.) estimait le drainage des marais à 10500 $m^3.ha^{-1}.an^{-1}$, mais étant donné que la plupart des marais sont plus bas (environ de quelques dm) que les canaux de drainage, il semble que cette valeur soit surestimée. Nous pensons qu'il est plus probable que l'eau des marais soit perdue par infiltration latérale, puis par évaporation des terres autour des marais. L'eau qui arrive du bassin versant est enrichie en sels nutritifs par lessivage. Dans les conditions naturelles, c'est la source de sels nutritifs la plus importante. L'azote est partiellement perdu par dénitrification, et partiellement stocké sous forme de org-N dans la végétation et les micro-organismes. Le phosphate est stocké sous formes minérales ($Fe(OOH) \approx P$, $CaCO_3 \approx P$) et organiques (org-P) dans l'eau et surtout les sédiments (GOLTERMAN, 1995), dont une partie comme phytate. (DE GROOT & GOLTERMAN, 1993). Puisqu'il n'y a pas de mécanisme d'élimination du phosphate, celui-ci s'accumule dans les marais. Nous avons trouvé des valeurs de 650 à 800 $\mu g.g^{-1}$ de $P_{sed}$ dans plusieurs marais.

La fixation d'azote atmosphérique est une autre source d'azote naturelle. En Camargue, la fixation d'azote est apparemment faible : les concentrations en o-P dans les marais sont actuellement trop basses pour permettre la présence massive de cyanophycées. Le rapport C/N dans les sédiments est généralement compris entre 8 et 15. Les bactéries hétérotrophes obtiennent suffisamment d'$NH_3$ avec la matière organique métabolisée : elles ont plutôt tendance à excréter le $NH_3$ qu'à fixer de l'azote.

Dans beaucoup de marais en Camargue, des quantités considérables d'azote et de phosphate entrent avec l'eau d'irrigation (EL HABR, 1987; GODIN, 1990). Sur le bassin de l'Aube de Bouic, $4{,}0.10^6$ $m^3$, soit 16,3 % du débit à la station de pompage, sont utilisés pour irriguer 200 ha de marais (GODIN, 1990). En supposant un régime hydrologique comparable sur l'ensemble des 4018 ha gérés comme marais d'eau douce (en majorité des marais de chasse) en Camargue (TAMISIER, 1990), les entrées d'eau douce dans les marais sont estimées à 80106 $m^3$, soit 16,1 % du débit total. Ceci correspond à une charge nutritive, sur l'ensemble des marais d'eau douce, de 5,9 tonnes de P, 5,5 tonnes de $P_{part}$, 46,4 tonnes d'$N_{min}$ et 8,3 tonnes d'$N_{part}$ par an (en prenant en compte les concentrations en sels nutritifs mesurées à la sortie du canal d'irrigation de l'Aube de Bouic par EL HABR, 1987). Par conséquent, la charge annuelle totale est estimée à 284 $mg.m^{-2}$ P et 1,4 $g.m^{-2}$ N sans prendre en compte les apports par le vent et par le lessivage du bassin versant.

**Dans tous les compartiments du système hydrologique de la Camargue, des pertes considérables d'azote par dénitrification ont été observées** (EL HABR, 1987; GOLTERMAN, 1991). Environ 90 % de la variabilité de la dénitrification s'expliquent par les variations de concentration en matière organique et de température (EL HABR, 1987; EL HABR & GOLTERMAN, 1990). Le FeS joue également un rôle important : il détermine le taux de dénitrification (GOLTERMAN, 1991, 1995). Ceci n'est pas contradictoire avec les résultats de EL HABR (1987) et EL HABR & GOLTERMAN (1990), puisque la formation de FeS dépend de la quantité de matière organique "active" présente.

**Des pertes d'azote importantes ont également été notées dans les rizières.** MINZONI *et al.* (1988) ont montré qu'environ 80 % de l'azote des engrais sont perdus par dénitrification dans les rizières de la Camargue. Les pertes d'azote causées par la dénitrification représentent une certaine protection contre l'accumulation d'azote dans les systèmes naturels. Cette protection n'est que partielle car 10 à 20 % de la charge d'azote sont fixés dans les sédiments et potentiellement réutilisables ultérieurement. Nous avons trouvé des valeurs voisines de 3,5 $mg.g^{-1}$ d'azote dans deux marais du domaine de la Tour du Valat, un terrain non agricole mais irrigué par l'eau du Rhône. Les résultats des analyses de sédiments des marais et de l'Étang de Vaccarès (DE GROOT & GOLTERMAN, 1992; VAN WIJCK *et al.*, 1992) ont montré que les sédiments des systèmes en contact avec l'eau du Rhône sont aussi bien enrichis en org-N et org-C qu'en P. L'accumulation de phosphate d'une part, et la perte importante d'azote par dénitrification d'autre part, rendent probable le développement des cyanophycées dont la présence est indésirable (GOLTERMAN, 1995). À long terme, il n'y a donc pas de protection contre l'eutrophisation des plans d'eau en Camargue, ce qui doit être considéré comme préoccupant, le système pouvant évoluer vers une eutrophisation rapide.

Source : MNHN

## CONCLUSION

En conclusion, les nutriments en provenance du Rhône et des rizières parviennent lentement dans l'Étang de Vaccarès où le phosphate s'accumule dans les sédiments, ce qui cause un sursis provisoire à l'eutrophisation des eaux, tandis que la plus grande partie de l'azote s'échappe vers l'atmosphère par dénitrification.

De ce fait, l'Étang de Vaccarès se présente comme un milieu potentiellement favorable au développement des Cyanophytes qui prolifèrent dans les milieux riches en phosphate et pauvres en azote.

## REMERCIEMENTS

Les analyses des sédiments ont été faites par M. J. M. JOULLIÉ. Les échantillons ont été prélevés par l'équipe de la Réserve Nationale de Camargue. M. T. MOUTIN et M. E. PATTEE et deux lecteurs anonymes m'ont aidé dans la rédaction de cet article. Je remercie M. J.-C. LEFEUVRE de son intérêt pour ce travail.

## BIBLIOGRAPHIE

ARNOLD, E., 1994.– *Integrated water management in an irrigation-basin comprising wetlands and rice crops in the Camargue (South France).* M. Sc. thesis, Faculty of Civil Engineering, University of Delft. 30 pp.

BLONDEL, J. & ISENHAM, P., 1981.– *Oiseaux de Camargue.* Delachaux & Niestlé, Paris. 344 pp.

BOSTRÖM, B., PETTERSSON A.K. & AHLGREN, I., 1989.– Seasonal dynamics of a cyanobacteria-dominated microbial community in surface sediments of a shallow eutrophic lake. *Aquat. Sci.*, 51: 153-178.

BOULOT, S., 1991.– *Essai sur la Camargue.* Actes Sud : 84 pp.

BRUNBERG A. K. & BOSTRÖM, B., 1992. Coupling between benthic biomass of *Microcystis* and phosphorus release from sediments of a highly eutrophic lake. *Hydrobiologia*, 235 / 236 : 375-385.

CHAUVELON, P., 1996.– *Hydrologie quantitative d'une zone humide méditerranéenne aménagée.* Thèse de doctorat, Université Montpellier II : 275 p.

CHAUVELON, P., SANDOZ A., POIZAT, G. & CRIVELLI, A J. , 1996.– Hydroagricultural management in the Rhone river delta, France : consequences on dissolved and solid fluxes, potential impact on fish populations. Proceedings of the 2nd International Symposium on Habitat Hydraulics, Québec, June 1996, Vol A : 167-176.

COULET, E., BADAN, O., BOUTIN, J., CHERAIN, Y., COMPANY, A., GIBERT, M., KOWALSKI, H., LESCUYER, F., TORRE, F., VANDERWALLE, P. & YAVERCOVSKI, N., 1990.– *Compte rendu de la Réserve Nationale de Camargue. Suivi scientifique.* Societé Nationale de Protection de la Nature. 89 pp.

DE GROOT, C. J., 1992.– *Flux et transformations du phosphate et de l'azote dans les zones humides : La Camargue (Delta du Rhône).* Thèse de doctorat, Université Claude Bernard LYON 1, 66 p.

DE GROOT, C. J. & GOLTERMAN, H. L., 1993.– On the presence of organic phosphate in some Camargue sediments : evidence for the importance of phytate. *Hydrobiologia*, 252 : 117-126.

EL HABR, H., 1987.– *Les Eléments nutritifs du Rhône ; leur Devenir dans les Canaux d'Irrigation et les Marais de Camargue.* Thèse Université Claude Bernard Lyon I. 145 p.

EL HABR, H. & GOLTERMAN, H. L., 1987a.– Input of nutrients and suspended matter into the Golfe du Lion and the Camargue by the river Rhone. *Revue de Sciences de l'Eau*, 6(4) : 393-402.

EL HABR, H. & GOLTERMAN, H. L., 1987b.– Le phosphate du Rhône et son déchargement dans le Golfe du Lion. *Bulletin d'Ecologie*, 18(2) : 131-133.

EL HABR, H. & GOLTERMAN, H. L., 1990.– In vitro and in situ studies on nitrate disappearance in water-sediment systems of the Camargue (southern France). *Hydrobiologia*, 192 : 223-232

GODIN, L., 1990.– *Impact de la Riziculture sur l'Hydrologie et la Qualité des Eaux en Camargue.* Thèse de doctorat, Université d'Avignon. 217 p.

GOLTERMAN, H. L., 1988.– Chlorophyll - phosphate relationships as tool for water management. *In* : ROUND F. E. (Ed.), *Algae and the aquatic Environment. Contributions in honour of J. W. G. Lund.* Biopress. 205-225 p.

GOLTERMAN, H. L., 1991a.– Direct Nesslerization of ammonia and nitrate in fresh-water. *Annals. Limnol.*, 27 : 99-101.

GOLTERMAN, H. L., 1991b.– The influence of FeS on the denitrification rate. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 23 : 3025-3028.

GOLTERMAN, H. L., 1995.– The labyrinth of nutrient cycles and buffers in wetlands : results based on research in the Camargue (Southern France). *Hydrobiologia*, 315 : 39-58.

GOLTERMAN, H. L., 1999.– Quantification of P-flux through shallow, agricultural and natural, waters as found in wetlands of the Camargue (S-France). *Hydrobiologia*, 392 : 29-39.

GOLTERMAN, H. L., BRUIJN, P., SCHOUFFOER, J. G. M. & DUMOULIN, E., 1998.– Urea fertilization and the N-cycle of rice-fields in the Camargue (S. France). *Hydrobiologia*, 384 : 7-20.

GOLTERMAN, H. L., CLYMO, R. S. & OHNSTAD, M. A. M., 1978.– *Methods for physical and chemical analysis of freshwaters, IBP Manual N° 8 (2nd Edition).* Blackwell Scientific Publications, Oxford. 213 p.

KRUIT, C., 1955. - Sediments of the Rhone delta. Verhandelingen van het Koninklijk Mijnbouwkundig Genootschap, Geologische serie deel XV.

MINZONI, F., BONETTO, C. & GOLTERMAN, H. L., 1988. - The Nitrogen cycle in shallow water sediment systems of rice fields. Part I : The denitrification process. *Hydrobiologia,* 159 : 189-202.

MOUTIN, T., RAIMBAULT, P., GOLTERMAN, H. L. & COSTE, B., 1998.– The input of nutrients by the Rhône river into the Mediterranean Sea : recent observations and comparison with earlier data. *Hydrobiologia.*, 373/374 : 237-246.

PICON, B., 1988. *L'espace et le temps en Camargue.* Actes Sud, Arles. 232 pp.

POLETTI, R., MILANDRI, A., POMPEI, M. & VIVIANI, R., 1997.– Controlle delle biotossine ASP nei prodotti ittici. *Lagune*, 5 : 6 - 17.

S. N. P. N., 1993.– *Compte rendu scientifique, SNPN/Réserve de Camargue.* page 30.

TAMISIER, A., 1990.– Camargue - Milieux et paysages ; évolution de 1942 - 1984. Arcane (Editeur) : 33 p.

UNESCO, 1995.– *I.O.C. Manual on harmful Marine Microalgae.* Paris. 95 p.

VAN WIJCK, C., DE GROOT, C. J. & GRILLAS, P., 1992.– The effect of anaerobic sediment on the growth of *Potamogeton pectinatus* L. : the role of organic matter, sulphide and ferrous iron. *Aquatic Botany,* 44 : 31 - 49.

BL. DU MUSÉUM PARIS

Source : MNHN

## ENGLISH ABDRIGED VERSION

Between 15 May 1990 and 20 May 1991 nitrogen and phosphate concentrations and fluxes were measured in the hydrological system of irrigation and drainage canals of the Camargue. The Camargue is the Rhone delta (S-France), a wetland of great importance for wildlife protection. It is also an agricultural area, where rice production is of paramount importance. The rice-fields are irrigated by large quantities of Rhone water and fertilizers are used in excessive amounts. Considerable water volumes with high nutrient concentrations enter the marshes and the great central lake, the Etang de Vaccarès. The quantities of nutrients entering the marshes and the Etang de Vaccarès through one of the irrigation canal systems were estimated. This hydrological unit, which consists of an irrigation canal, the Aube de Bouic, some 700 ha of ricefields and 200 ha of marshes, followed by a drainage canal through which excess water is carried into the Etang de Vaccarès, may be considered as typical for the Camargue.

In the Aube de Bouic we found the o-P concentration to vary between 13 µg $l^{-1}$ and 150 µg $l^{-1}$, with a mean value of 87 µg $l^{-1}$. The Ptot concentration varied between 71 µg $l^{-1}$ and 1352 µg $l^{-1}$, with a mean value of 238 µg $l^{-1}$. The concentration of inorganic N varied between not detectable (< 0.05 mg $l^{-1}$) and 1.9 mg $l^{-1}$, with a mean value of 0.9 mg $l^{-1}$. In the drainage canal, 'La Fumemorte', the o-P concentration varied between not detectable (< 5 µg $l^{-1}$) and 47 µg $l^{-1}$, with a mean value of 18 µg $l^{-1}$; $P_{tot}$ concentration varied between 28 µg $l^{-1}$ and 194 µg $l^{-1}$, with a mean value of 121 µg $l^{-1}$. In the Fumemorte the mean concentration of inorganic nitrogen was 0,4 mg $l^{-1}$ with a standard deviation of 0,35 mg $l^{-1}$.

In the Etang de Vaccarès the o-P concentration varied in all stations from < 0.05 up to 132, to 14.5 and to 37 µg $l^{-1}$ in the east, centre and west parts respectively, with mean values of 10 - 15 µg $l^{-1}$. Ptot concentration varied from <0.05 to 626 µg $l^{-1}$ in the east, but to 232 µg $l^{-1}$ in the west and to 155 µg $l^{-1}$ in the centre, with mean values of 50 - 70 µg $l^{-1}$. The inorganic N concentration varied between < 50 and 700 µg $l^{-1}$ in east and west with mean values around 250 µg $l^{-1}$, while in the central part the maximal value was 1000 µg $l^{-1}$ and the mean value 400 µg $l^{-1}$.

Taking into account the concentrations of N and P in the Fumemorte and its flow rate for the period May-October, a N-loading of ≈ 140 t $y^{-1}$ (2.2 g $m^{-2}$ $y^{-1}$) and a P-loading of ≈ 25 t $y^{-1}$ (0.4 g $m^{-2}$ $y^{-1}$) can be calculated for the Etang de Vaccarès. Loadings from other sources are unknown, but are likely to be in the same order of magnitude.

Chlorophyll *a* concentrations remained low in spite of these high nutrient concentrations: they varied between not detectable and 31 µg $l^{-1}$, with an exceptional maximum of 400 µg $l^{-1}$ during a period of strong north wind (Mistral). Microphytes are therefore still weakly represented in the Etang de Vaccarès, although the values were higher than in pristine lakes. The ratio $P_{tot}$/Chl-a (mg/mg) remained well below 1, with a mean value of about 0.1. The fact that only during a spell of Mistral was a very high value found, indicates that Microphytes are present in the sediments. Survival of bluegreen algae in sediments is a well documented phenomenon. These data indicate that eutrophication of the Etang de Vaccarès is beginning to reach a noticeable degree. Although the phosphate and nitrogen loadings of the Etang de Vaccarès are sufficiently high to cause a eutrophication of this lake, the concentration of chlorophyll *a* remains, however, low. This contradiction can be explained by the adsorption of phosphate onto the sediments, keeping the o-phosphate concentration in the water relatively low.

The smaller marshes also receive considerable quantities of nutrients. As their individual hydrology is unknown, we can only give a mean loading for these marshes. Our estimate is that they receive about 280 mg $m^{-2}$ $y^{-1}$ of P et 1.4 g $m^{-2}$ $y^{-1}$ of N. Most of the N will be lost by denitrification, but phosphate will accumulate in the sediments. The P concentrations in the sediments of some of the marshes in the Aube de Bouic watershed were between 650 and 800 µg $g^{-1}$, which suggests a considerable cumulative loading, sufficiently high to support bluegreen algal blooms.

Source : MNHN

*Écologie*, t. 30 (2) 1999 : 101-118

# MODIFICATIONS TEMPORELLES DES ÉCOULEMENTS ET DE QUELQUES FLUX DANS LE BASSIN DE L'ADOUR*

R-C BRUNET[1] & Sophie DARTIGUELONGUE[2]

*[1] CNRS, Centre d'Écologie des Systèmes Fluviaux, 29 rue J Marvig, 31055 - Toulouse CEDEX.*
*[2] Centre d'étude et de conservation des Ressources Végétales, 1 allée André Feuillerat, 64100 - Bayonne.*

**SUMMARY**
(original scientific paper)

*TEMPORAL VARIATIONS OF FLOW, SUSPENDED MATTER AND NITRATE FLUX IN THE BASIN OF THE RIVER ADOUR.*
*This survey considers the whole basin of the river Adour (SW France), to determine the main fluxes: flow, suspended matter (SM) and nitrate (NO3) over a 25 year period and their effect on some rivers and streams of the Aturien network. It was obvious that hydroclimatic fluctuations have affected this basin, with dry periods (1972-1974, 1983-1991) and humid periods (1977-1981, 1991-1995) on the main streams. In addition to these temporal variations there are spatial effects related to terrain. It is noteworthy that the yearly mean annual flows have, on the majority of water courses have decreased, with losses of 47%, whereas on the Pyrenean spur rivers, increased flows of up to of 63% are observed. Consideration of flows upstream toward the downstream, suggest the importance of human activites, with the extensive use of water for agricultural purposes in the downstream parts of this network. Fluxes of SM, were declining or essentially stable on the principal water courses of the basin with values between 9 and 87%. Conversely, very significant increases are obvious on the Nive and on the Luy (200 and 550%). These fluxes varied with the time but also spatially the long of this Aturien axis during the 25 year period studied. It seems that erosion took place with the important peaks during 1975-1977, 1979, 1982, 1985, 1987, 1992. Some of these maxima are related to anthropogenic activities on the fluvial axis (for example, cutting of meanders, modifications of dams). Fluxes of NO3, show strong increases upstream toward the downstream. The confluence with the Midouze does not modify these increases significantly. Percentage increases in NO3 vary considerably, with a value of 40%, on the Gave d'Oloron rising to 700% on the Gave de Pau. No meaningful relations between out-flows and the various fluxes were found. The calculated erosions demonstrate that the streams of this basin erode the beds over which they flow to quite different degrees, (for example, the Gave de Pau is eroded by 69,7 t/km²/y compared with the Midouze 8,5 t/km²/y). These erosions vary along the length of the hydrographic network, with elevated levels upstream decreasing progressively towards the downstream, even reaching negative values (i.e. retention) in the floodplain of the river Adour. In the floodplains the process of retention predominates with the modest slope of the river axis playing a major role.*

**KEY WORDS:** River - Nitrate - Suspended matter - Flux - Floodplain.

**RÉSUMÉ**
(travail original)

*Cette étude réalisée sur l'ensemble du bassin versant de l'Adour (SW France) a eu pour objectif de déterminer les principaux flux (écoulements, MES, NO3) sur une période de 25 ans et de cerner ainsi les modifications de ces différents flux et écoulements sur quelques rivières et fleuves du réseau Aturien (de l'Adour). Ainsi, il nous a été possible de montrer que des fluctuations hydroclimatiques avaient affecté ce bassin, qu'il y avait eu des successions de périodes sèches (1972-1974, 1983-1991) et humides (1977-1981, 1991-1995) sur les principaux fleuves, que certains cours d'eau subissaient les influences climatologiques en suivant un certain synchronisme, par contre, que des rivières de plaine présentaient des alternances différentes. Il est néanmoins préoccupant de constater que les débits moyens annuels ont, sur la presque majorité des cours d'eau, diminué de façon très significative pour atteindre des pertes de 47 %, alors que des rivières du piémont Pyrénéen voient leurs débits augmenter de 63 %. En suivant l'évolution des débits de l'amont vers l'aval, nous avons pu remarquer l'importance de l'action anthropique qui vise à utiliser l'eau pour l'agriculture surtout dans la partie aval de ce réseau. En ce qui concerne les flux de MES, on remarque que ceux-ci ont été en régression ou en stagnation sur les principaux cours d'eau du bassin avec des valeurs comprises entre 9 % et 87 %. Par contre, on a pu observer une très forte augmentation sur la Nive et sur le Luy (200 et 550 %). Ces flux ont varié au cours du temps mais également spatialement le long de cet axe Aturien au cours de ces 25 années. Il semble que les érosions se soient déroulées avec des pics importants durant les années 1975-1977, 1979, 1982, 1985, 1987, 1992. Certains de ces maxima sont contemporains d'activités anthropiques réalisées sur l'axe fluvial (recoupement de méandres, édification de digues de protection). En ce qui concerne les flux de NO3, nous avons pu remarquer de très fortes augmentations de l'amont vers l'aval. La confluence avec la Midouze ne modifie pas ces accroissements d'une façon significative. Les pourcentages d'augmentation en NO3 s'échelonnent de 40 % sur le Gave d'Oloron à 700 % sur le Gave de Pau. Nous n'avons pas noté de relations significatives entre les écoulements et les divers flux. D'une manière générale les érosions spécifiques calculées sur chaque cours d'eau démontrent que les fleuves de ce bassin érodent différemment les reliefs ou les lits mineurs dans lesquels ils coulent (Gave de Pau 69,7t/km²/an par opposition à la Midouze 8,5 t/km²/an). Ces érosions spécifiques varient le long des réseaux hydrographiques, très élevées à l'amont, elles diminuent progressivement vers l'aval pour atteindre des valeurs négatives dans la zone inondable (Adour). Dans ces dernières le processus de rétention prédomine, la pente en long jouant un rôle prépondérant.*

**MOTS CLÉS :** Rivière - Nitrate - M.E.S - Flux - Zone inondable.

---

* correspondance IUFM d'Aquitaine, Site des Landes, 335 rue St Pierre, F-40011 Mont-de-Marsan.

Source : MNHN

## INTRODUCTION

Plusieurs études ont montré le rôle des zones riveraines dans les phénomènes de rétention pour des bassins de petite dimension (SCHLOSSER & KARR, 1981 ; LOWRANCE *et al.*, 1986; COOPER *et al.*, 1987). Les zones humides en général (PONNAMPERUMA, 1972) et les ripisylves en particulier (PETERJOHN & CORREL, 1984 ; LOWRANCE *et al.*, 1984 ; PINAY & DÉCAMPS, 1988 ; BRUNET, 1994) constituent des sites de rétention des sédiments. Nous avons eu l'occasion de montrer que l'azote organique associé aux MES était piégé par les bordures riveraines lors des phases de crues (BRUNET et *al.*, 1994), que l'azote minéral présent dans le fleuve pouvait être repris très partiellement lors des basses eaux par ces ripisylves (BRUNET & ASTIN, 1996), que les crues dépassant la côte 6,28 NGF à DAX induisaient des phénomènes de rétention de matière dans les ripisylves, (BRUNET & GAZELLE, 1995), que l'équilibre entre le phosphore particulaire présent sur les MES et le phosphore dissous était sous la dépendance des écoulements mais également des saisons (BRUNET & ASTIN, 1998).

Nous avons souhaité ici :

- Apprécier l'évolution des débits annuels moyens sur un ensemble de rivières et fleuves constitutifs du bassin de l'Adour.

- Déterminer sur un laps de temps relativement important d'une vingtaine d'années, les modifications des principaux flux (MES, $NO_3$) mesurés en divers points du réseau hydrographique sur diverses rivières et fleuves afin d'y cerner des évolutions et de proposer des explications à ces modifications.

Dans cette optique, notre choix s'est porté sur la majeure partie du réseau hydrographique de l'Adour avec quelques-uns de ses affluents mais également sur les Gaves de Pau et d'Oloron ainsi que sur la Nive, rivière du piémont Pyrénéen. L'ensemble de ce réseau est localisé dans le Sud-Ouest de la France.

## MATÉRIEL ET MÉTHODES

Parmi les fleuves sélectionnés pour notre étude nous avons choisi les principaux axes du réseau hydrographique issus du domaine Pyrénéen (FIG. 1), à savoir en partant de l'Ouest vers l'Est, la Nive, le Gave d'Oloron, le Gave de Pau, l'Adour ainsi que trois affluents de ce fleuve. En rive droite la Midouze et le Luzou, rivières issues de la confluence de rivières provenant respectivement du contrefort Pyrénéen et du plateau Landais, en rive gauche le Luy issu lui-même de la confluence du Luy de France et du Luy de Béarn.

La Nive est une rivière de piémont, elle présente des débits spécifiques très élevés et des étiages soutenus témoignant de la forte pluviosité de ce bassin-versant. Les fortes pentes et l'imperméabilité du substrat induisent de brutales crues lors des épisodes pluvieux.

Le Gave d'Oloron est une rivière torrentielle affluent en rive gauche du Gave de Pau. D'une longueur de 130 km, le gave naît de la confluence des Gaves d'Aspe et d'Ossau.

Le Gave de Pau est un affluent de l'Adour, d'une longueur de 175 km, il est formé d'une série de gaves issus de hauts massifs Pyrénéen de plus de 3000 mètres d'altitude. Son débit est grossi par le gave d'Oloron pour atteindre 100 $m^3/s$. Les gaves ont un régime pluvio-nival et présentent un débit maximum au printemps et au début de l'été.

Issu du col du Tourmalet (2115 m) au sud du Pic du Midi de Bigorre, l'Adour dévale les Pyrénées, et rejoint l'océan après un parcours de 335 km. Son bassin-versant couvre une superficie de 7840 $km^2$ au niveau de DAX et de 16755 $km^2$ au total. Ce bassin est divisé en deux grands domaines, un domaine montagnard et un domaine de plaine. Dans la partie montagnarde, les cours d'eau ont un dispositif torrentiel plus ou moins accusé. Au-delà du front montagneux, les rivières parcourent des unités géologiques diverses : flyschs et sédiments du Secondaire ou du début du Tertiaire, molasses tour à tour calcaires, sableuses, argileuses ou caillouteuses. Le réseau de la Midouze est, dans la plus grande partie de son tracé, aménagé dans les sables des Landes d'âge Quaternaire.

Dans ces matériaux qui, sauf exception, sont peu consolidés, toutes les rivières ont creusé de larges vallées, puis y ont construit des terrasses en dispositif étagé. C'est dans celles-ci que s'inscrivent les lits actuels. Les alluvions qui constituent ces terrasses ne sont pas consolidées, aussi, les berges sont-elles fragiles et susceptibles de remaniements locaux (VOGT, 1962).

Dans les parties les plus aval, le lit présente de nombreuses divagations avec des bras morts. Le lit majeur est large (1 km) et est fréquemment inondé lors des crues. On donne le nom de Barthes à ces zones, elles ont une origine Quaternaire. Lors de la transgression flandrienne, la remontée du niveau de base a limité le dépôt d'alluvions fluviatiles grossières dans le lit majeur de l'Adour, particulièrement large dans la région de Dax. En contrepartie, les formations de granulométrie fine, quelquefois tourbeuses, constituent l'essentiel du substratum de ces zones basses que le fleuve a dû remanier maintes fois par ses divagations latérales.

Le Luzou draine le plateau Landais sur quelques kilomètres avant de se jeter dans l'Adour en rive droite à l'aval de Tartas.

Le Luy est le résultat de la confluence des Luy de France et de Béarn. Il draine les coteaux de la Chalosse avant de rejoindre l'Adour en rive gauche.

Source : MNHN

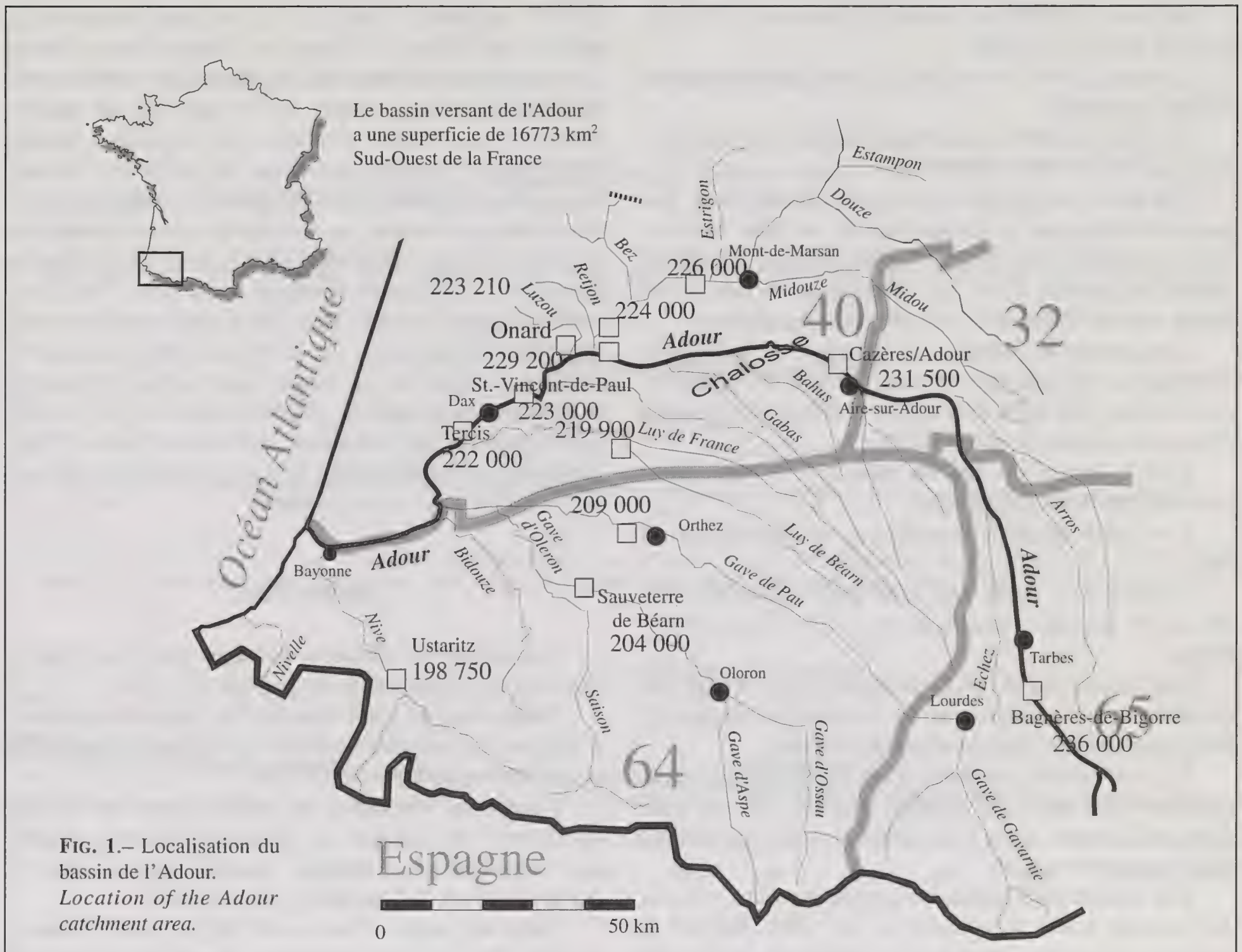


**FIG. 1.**– Localisation du bassin de l'Adour.
*Location of the Adour catchment area.*

La pluviométrie annuelle que ce bassin reçoit est comprise entre 1100 mm (au N.E.) et 2000 mm (Pyrénées). Cette pluviométrie procure à l'Adour un débit moyen (module) de 35 $m^3/s$ dans le secteur d'Aire-sur-l'Adour et de 95 $m^3/s$ à Dax (station de Saint-Vincent-de-Paul). En s'éloignant des Pyrénées, le fleuve passe progressivement du régime nivo-pluvial à un régime pluvio-nival qui devient presque exclusivement pluvial sur le bas Adour (PARDÉ, 1953, 1955).

Les services de l'Agence de l'eau du Bassin Adour - Garonne ont bien voulu mettre à notre disposition les données correspondantes aux débits d'eau, concentrations en MES et $NO_3$ des principales rivières et fleuves. Ces données se rapportent à des prélèvements effectués mensuellement, en divers points de ce réseau hydrographique de 1971 à nos jours. Les sites de ces relevés correspondent à des ponts qui se trouvent sur l'ensemble de ces rivières et fleuves, ce qui facilite les prises. Une seule réplique a été faite mensuellement. Pour palier à ce fait nous avons cumulé l'ensemble des valeurs mensuelles pour obtenir une valeur moyenne annuelle sur chaque point de prélèvement. Ces points correspondent donc aux points de l'Agence.

Pour la Nive, nous avons sélectionné le point 198750 qui correspond au pont sur la D 250 à Ustaritz.

Pour le Gave d'Oloron, les prélèvements ont été faits à partir du pont situé en aval de Sorde l'Abbaye (point 204000).

Pour le Gave de Pau, il s'agit du point 209000 qui correspond au pont de la D 29 en aval d'Orthez.

Les eaux du Luy ont été prélevées au point 219900 à l'aval de la confluence avec les Luy de France et de Béarn.

En ce qui concerne l'Adour, nous avons sélectionné de l'amont vers l'aval :

- dans le département des Hautes Pyrénées le point 236000 correspond au pont de Pouzac sur la D 26 à l'aval de Bagnères-de-Bigorre 721 NGF.

- dans le département des Landes, le point 231500 correspond au pont de la D 65 à Cazères-sur-l'Adour 62.42 NGF.

Source : MNHN

Le point 229200 correspond au pont de la D 7 de Onard à Audon 9.90 NGF.

Le point 223000 correspond au pont de Saint-Vincent de Paul 3.30 NGF.

Le point 222000 correspond au pont de la D 13 à Tercis en aval de Dax 2 NGF.

Les débits ont été mesurés à partir de stations de jaugeage localisées sur le réseau, c'est le cas pour Onard et Saint-Vincent de Paul. Pour les autres stations, il s'agit de relevés de hauteurs d'eau. La connaissance de courbes de tarage a permis d'apprécier les débits correspondants.

Concernant les affluents de l'Adour, les eaux de la Midouze ont été prélevées au point 226000. Ce point correspond au pont de Saint-Martin d'Oney à Campagne c'est-à-dire en aval de Mont-de-Marsan.

Pour le Luzou, il s'agit du point 223210, qui correspond au pont de la 124 à Begaar.

Ces points de prélèvements ont été représentés en FIG. 1.

Au total nous avons donc traité pour chaque point de 252 à 276 valeurs, soit au total de 3276 à 3588 prélèvements.

Concernant les diverses analyses, celles-ci ont été effectuées pour la plupart par les services du Laboratoire Départemental des Eaux de Mont-de-Marsan.

Les matières en suspension ont été déterminées par filtration d'un litre d'eau à travers un filtre GFC. Le filtre étant pesé avant et après l'opération, on peut connaître les MES exprimées en mg/l.

Les nitrates sont réduits en nitrites dans une colonne de cadmium cuivré (GOLTERMAN *et al.*, 1978; KEENEY & NELSON, 1982). Ces derniers sont dosés par la méthode colorimétrique de Griess-Ilosvay modifiée.

La connaissance des concentrations et des débits a permis d'établir les différents flux aux différents points considérés.

Par ailleurs, nous avons établi par année les moyennes correspondantes aux écoulements mais également les flux annuels des MES et $NO_3$ sur ces 25 dernières années. En utilisant l'ensemble de ces moyennes, nous avons élaboré des courbes de tendance linéaires, bien que ces courbes linéaires soient d'une portée limitée quant à la pertinence des modèles classiquement utilisés. En effet, il aurait été souhaitable pour quantifier les évolutions des périodes en grandes unités climatiques, d'utiliser une analyse spectrale sur des séries limitées. Généralement les chercheurs utilisaient autrefois, la méthode des moyennes mobiles sur des périodes de 3 à 6 ans. Cette méthode produit cependant un effet cyclique par sommation d'effets aléatoires (SLUTZKY, 1937). Un modèle d'évolution continue n'est pas recevable compte tenu de l'aspect aléatoire d'apparition des phénomènes. De nombreux auteurs se sont intéressés à des modèles basés sur des évolutions discontinues. HUBERT, CARBONEL & CHAOUCHE (1989) ont développé une procédure de segmentation appliquée à des séries annuelles de pluies et de débits de l'Afrique de l'Ouest. Cette méthode a été appliquée sur des séries longues de 60 à 80 ans sur les fleuves Sénégal et Niger pour y apprécier de longues périodes de sécheresse d'environ une vingtaine d'années. Notre objectif ici était simplement de mettre en évidence des tendances évolutives. Bien que les modèles d'évolution continue ne soient pas satisfaisants, nous n'avons pas pu utiliser d'outils spécifiques pour la mise en évidence de séquences relativement homogènes au sein d'une série chronologique de courte durée (20-25ans). Nous avons été contraints de proposer une estimation des alternances positives ou négatives par rapport aux courbes de tendance en utilisant simplement les points extrêmes de ces courbes pour apprécier des évolutions chiffrées en terme d'augmentation ou de diminution de ces écoulements et de ces flux sur le laps de temps considéré.

## RÉSULTATS

Les divers flux afférents à chaque point de prélèvement ont été reportés dans les graphes n° 2, 3, 4.

Nous avons pu ainsi observer les divers écoulements et flux sur un ensemble de fleuves et rivières concernant le bassin hydrographique de l'Adour.

Concernant l'évolution des débits moyens annuels de ces cours d'eau pendant ces vingt-cinq dernières années, nous remarquons une tendance générale à une diminution des écoulements sauf quelques rares exceptions.

Ainsi, en partant d'une rivière de piémont Pyrénéen, la Nive, (FIG. 2A), nous constatons des accroissements de débits de 25 à 50 $m^3/s$ de 1975 à 1996. Nous remarquons des variations dans ces débits. Ils fluctuent de part et d'autre d'une droite de tendance déterminant des périodes de moindres écoulements (1975-1976, 1979-1983, 1989-1990 et 1994) avec des périodes de plus forts débits (1977-1978, 1984-1988, 1991-1993, 1995-1996).

Plus à l'Ouest, le Gave d'Oloron (Fig 2B) présente une courbe de tendance allant vers une réduction des débits de 100 à 70 $m^3/s$ en moyenne sur la période de 1976 à 1996. On remarque comme précédemment des variations entre des périodes de plus faibles débits (1976-1977, 1979-1981, 1983, 1986-1991, 1993-1995) entrecoupées de périodes ou les écoulements sont plus conséquents (1978-1979, 1982, 1984-1986, 1992). Sur le laps de temps considéré, il faut noter une diminution des débits de 30 %.

Le Gave de Pau (FIG. 2C) présente un phénomène assez semblable quant aux diminutions des débits moyens annuels. On peut, ici encore, remarquer des phases de déficience dans les écoulements (1972-1977, 1984-1991) alternant avec des phases ou ceux-ci sont plus importants (1978-1983, 1992-1996). Dans le cas présent la réduction de débits avoisine 33 %.

Source : MNHN

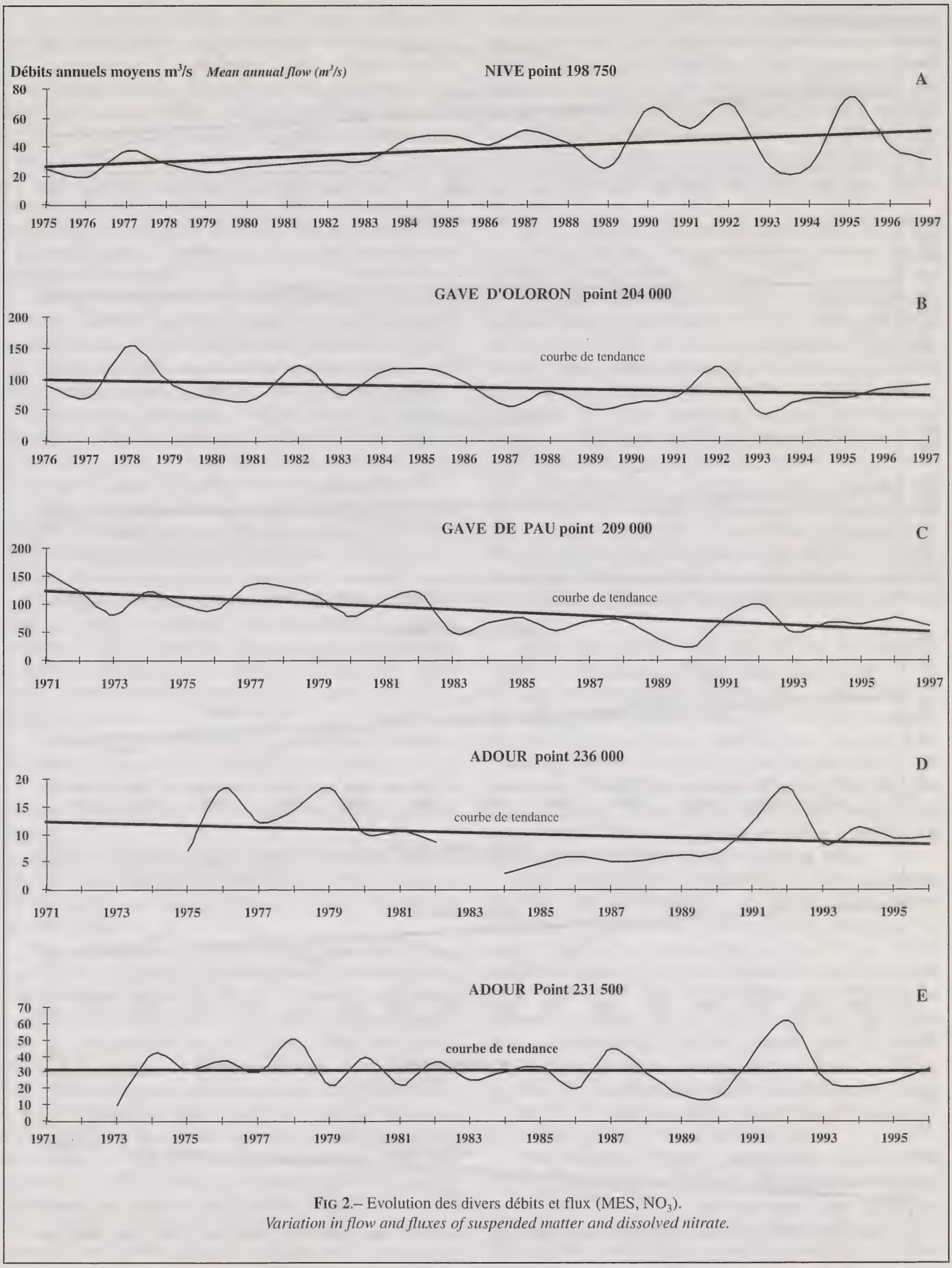


FIG 2.– Evolution des divers débits et flux (MES, $NO_3$).
*Variation in flow and fluxes of suspended matter and dissolved nitrate.*

Source : MNHN

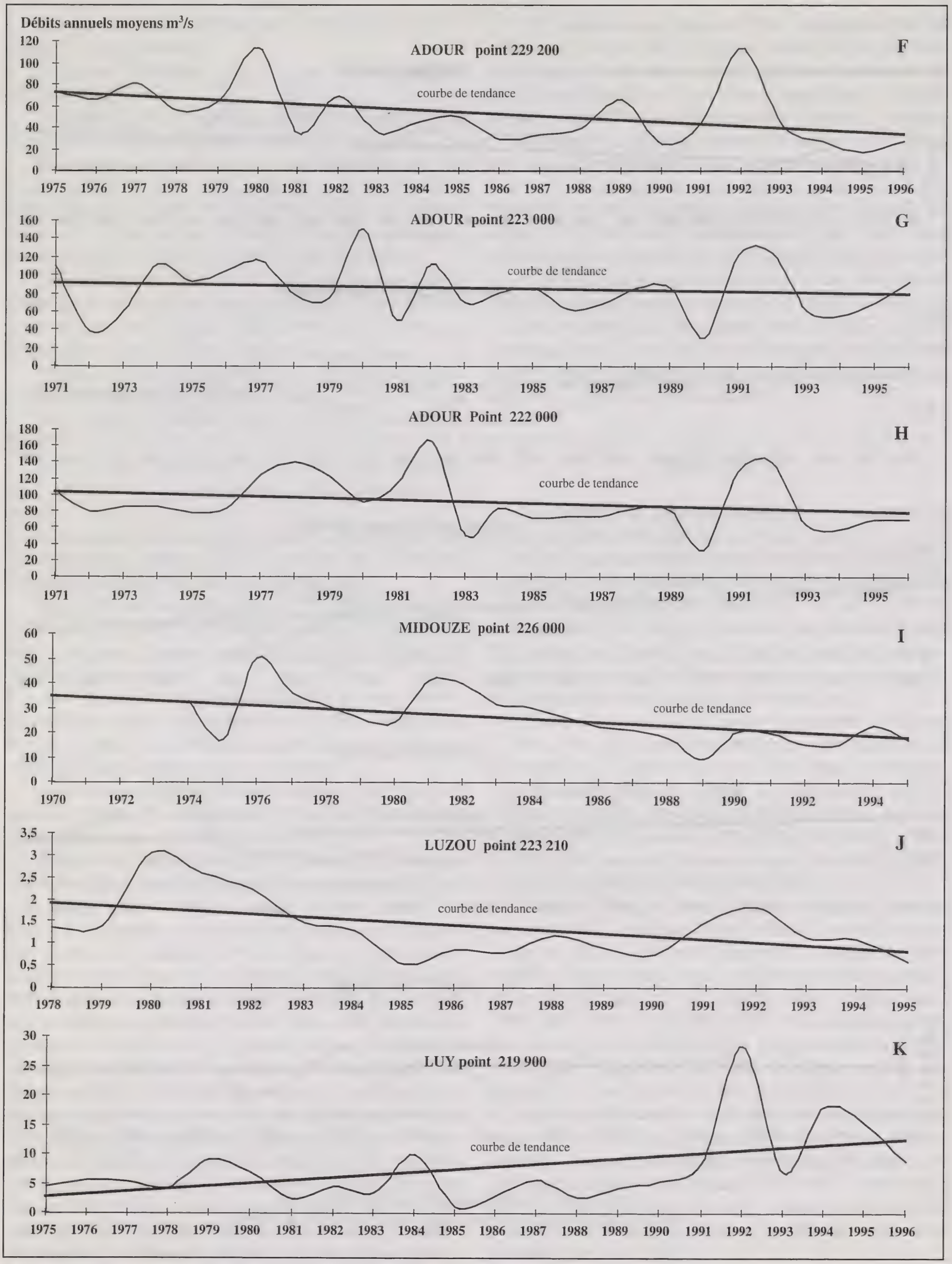


FIG 2 (SUITE)

Source : MNHN

Les relevés des débits dans le secteur amont de l'Adour (point 236000, aval de Bagnères-de-Bigorre) (FIG. 2D), montrent que le phénomène décrit précédemment se produit même à l'amont des réseaux hydrographiques. La droite de tendance affiche une diminution des débits de 25 % sur la période considérée. La fréquence faibles-forts débits semble assez régulière avec une durée de 5 puis 4 ans pour la période humide (1975-1980, 1991-1995) et 10 ans pour la période sèche (1981-1991). En prenant les deux points extrêmes de 1975 et 1996, on observe une augmentation de 33 % alors que la courbe de tendance indique une diminution.

Plus à l'aval (point 231500, Cazères-sur-l'Adour) (FIG. 2E), alors que les débits moyens annuels présentent des fluctuations, la droite de tendance montre une régularité depuis 1973. Il existe des fluctuations mineures des débits d'ordre annuel par rapport à la courbe de tendance.

Au point de prélèvement, 229200 Onard (FIG. 2F), les débits ont évolué en diminuant au cours de cette période de 70 $m^3/s$ à 40 $m^3/s$ et cela en suivant les relevés de la courbe de tendance, ce qui représente une perte de 43 %.

Enfin, à la station de jaugeage de St Vincent de Paul (Fig 2G) il semble que cette diminution soit plus limitée (11 %) pour atteindre 20 % à Tercis (point 222000) (FIG. 2H).

Sur le point de prélèvements de la Midouze (226000) (FIG. 2I) nous enregistrons une diminution des débits annuels (43 %). On note des alternances assez synchrones de périodes de déficits d'écoulements (1974-1976, 1979-1980 et 1987-1994) par rapport à des surcroîts (1977-1978, 1981-1986).

Le Luzou (FIG. 2J) montre également une diminution des débits moyens annuels puisque ceux-ci passent de 1,9 à 1 $m^3/s$ en 25 ans, ce qui représente une perte de 47 %. On note toujours des oscillations des débits moyens annuels.

Enfin le Luy (FIG. 2K), à l'opposé, présente quant à lui, une nette augmentation des débits moyens annuels. Ceux-ci passent de 2,5 à 12,5 $m^3/s$, ce qui représente un surcroît de 400 %.

En ce qui concerne les flux de MES, nous remarquons que la Nive (FIG. 3A) a vu ses flux passer de 10000 tonnes à 30000 tonnes annuels en 22 ans en présentant des alternances forts et faibles flux. Les périodes de fortes exportations se sont produites en 1975-1977, 1986-1988, 1994-1997. À l'opposé, le Gave d'Oloron (FIG. 3B) voit l'exportation de matériaux solides passer de 37000 tonnes à 30000 tonnes par an sur la période considérée signe d'une limitation de l'érosion des massifs Pyrénéens. Ici encore, on note des alternances correspondant à des flux importants (1976, 1984, 1986-1988 et 1991-1993). Ce phénomène est encore plus visible sur le Gave de Pau (FIG. 3C) puisque les flux de MES passent de 250000 tonnes à 100000 tonnes/an durant cette vingtaine d'années. Cette perte de 60 % de matériaux solides exportés est tout aussi significative dans la partie amont Aturien (point 236000) (Fig 3D) puisque cette diminution atteint 85 %. Dans les secteurs plus aval (point 231500) (FIG. 3E) on note une régularité dans ces transports pour atteindre une réduction extrême au point 229200 (FIG. 3F). Les secteurs de zone inondable (points 223000 et 222000) (FIG. 3 G, H) montrent une grande régularité dans les valeurs exportées.

Sur la Midouze, les flux exportés depuis 1975 sont assez constants (FIG. 3I). Les valeurs maximales ont été atteintes en 1983 et 1992.

Les flux afférents au Luzou (FIG. 3J) ont eu tendance à diminuer durant cette période de 1978 à 1995 pour passer de 500 à 200 tonnes par année, ce qui représente une perte de 60 %. Inversement le Luy (FIG. 3 K) voit ses flux de MES varier de 1500 à 15000 tonnes par an de 1975 à 1995.

Enfin, en ce qui concerne les flux de $NO_3$, nous constatons une augmentation sur l'ensemble des fleuves et rivières du bassin de l'Adour. Ainsi, sur la Nive (FIG. 4A), nous constatons un pic maximal en 1987 : les flux sont passés en 25 ans de 2000 à 5000 tonnes, ce qui représente une augmentation de 150 %. Sur le Gave d'Oloron, (FIG. 4B), les flux sont passés durant ce laps de temps de 5000 tonnes à 6700 tonnes. Ceci représente une croissance de 34 % avec deux pics importants en 1984-1986 et 1990-1993.

Sur le Gave de Pau, (FIG. 4C), les flux ont évolué de 5000 à 40000 tonnes, soit une augmentation de 700 %. On note de fortes valeurs (1971-1981, 1994-1998) en alternance avec de faibles valeurs (1981-1994). En suivant l'évolution de ces flux le long de l'axe Aturien, nous constatons que dans le secteur le plus amont (point de prélèvements 236000, Bagnères-de-Bigorre) (FIG. 4D), les flux sont passés depuis 1975 à 1996 de 500 tonnes à 800 tonnes, ce qui représente une augmentation de 60 %. On remarque les plus fortes valeurs en 1976 et 1992.

Plus à l'aval (point 231500) (FIG. 4E), l'augmentation des flux a été de 140 %. On note de très fortes valeurs en 1988 et 1992. Au point 229000 (Onard) (FIG. 4F), il y a une très grande régularité du flux de $NO_3$ à 25 000 tonnes/an depuis 25 ans. On observe de fortes valeurs en 1980, 1989 et en 1992. Actuellement, on remarque une tendance à la baisse de la valeur de ces flux. Par contre dans les parties les plus aval de l'Adour (points 223000 et 222000 correspondant à Saint-Vincent-de-Paul et à Tercis) (Fig 4G, H), l'augmentation des flux de $NO_3$ est de l'ordre de 240 %. On note de fortes valeurs durant les années 1979-1981 et 1991-1992 sur ces deux points.

Sur la Midouze (Fig 4I) l'augmentation du flux est de 163 % à Saint-Martin-d'Oney (point 226000). Par contre sur le Luzou, (FIG. 4J) on a pu noter une baisse de ces flux de 20 %. On remarque de fortes valeurs de flux en 1979-1983, et 1990-1993. Enfin sur le Luy, (FIG. 4K), on enre-

Source : MNHN

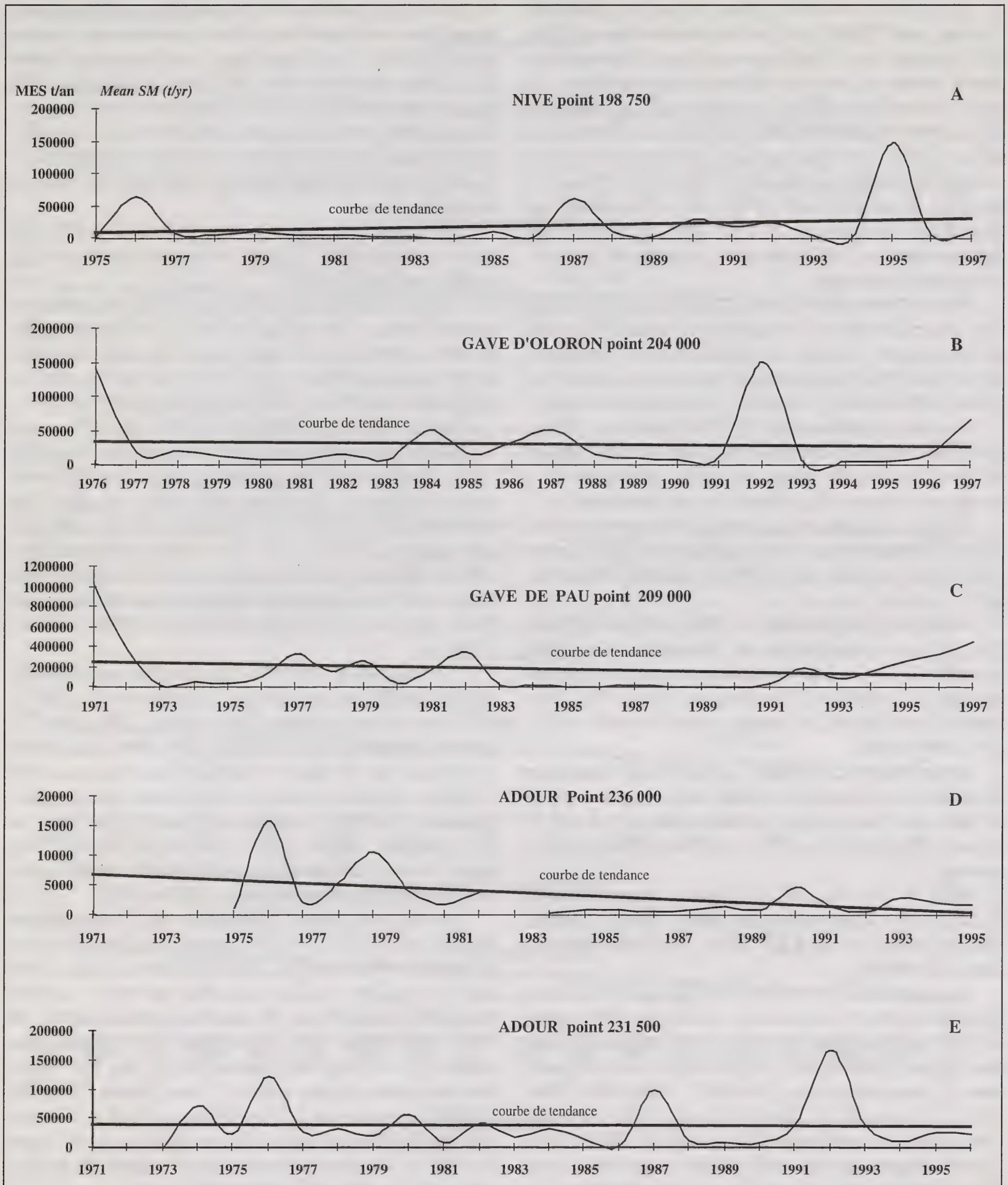


FIG 3.– Evolution des divers débits et flux (MES, $NO_3$).

*Variation in flow and fluxes of suspended matter and dissolved nitrate.*

Source : MNHN

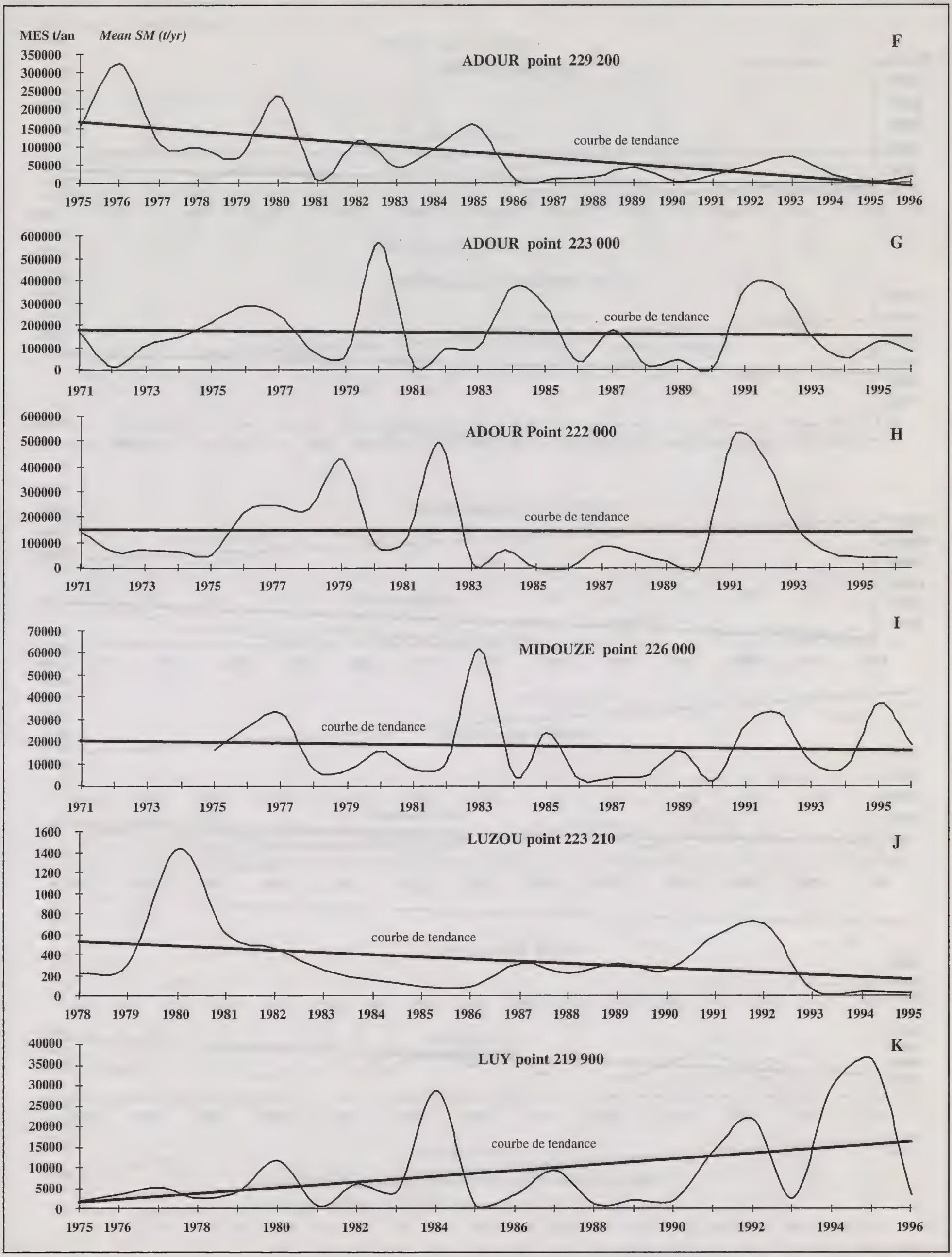


FIG 3 (SUITE)

Source : MNHN

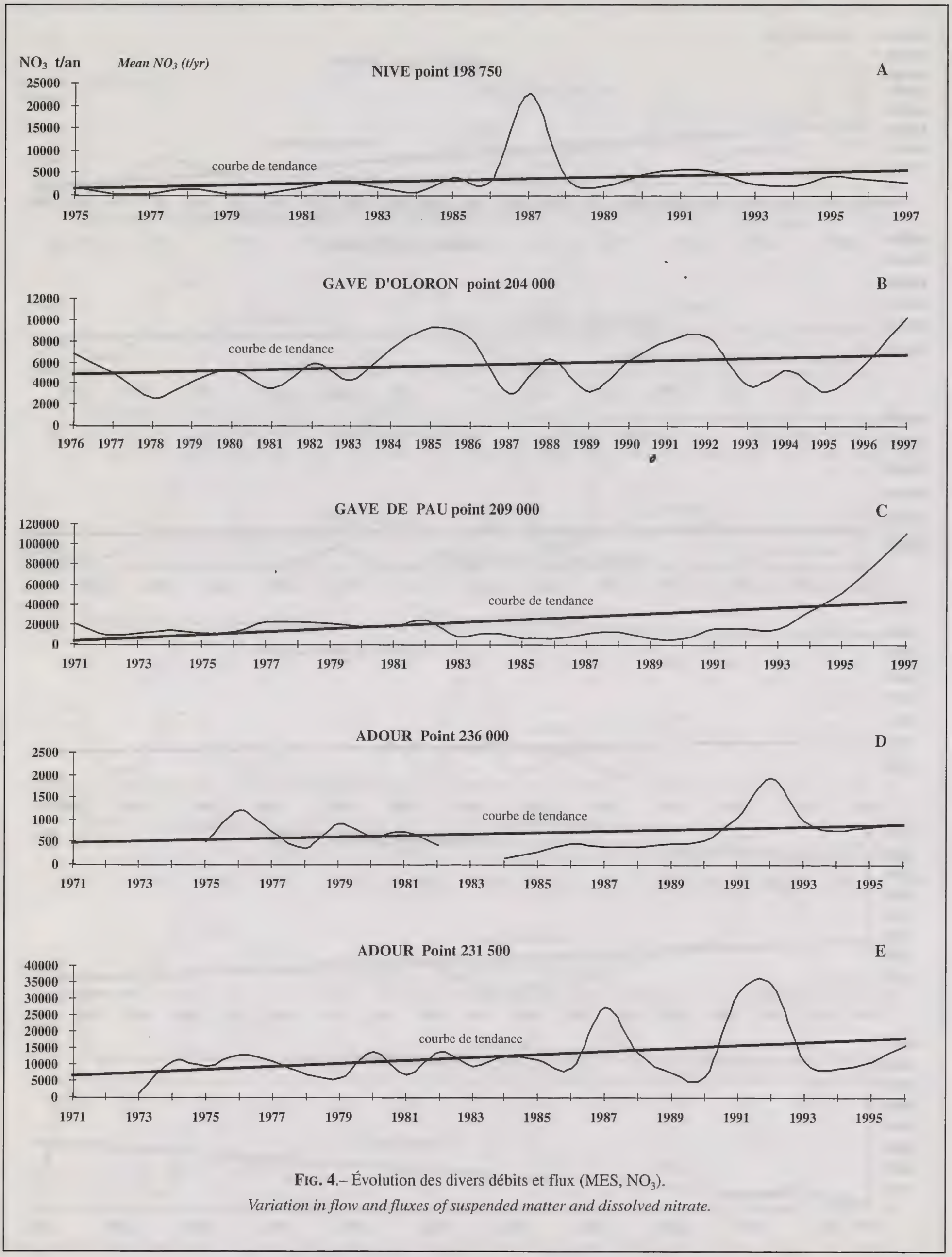


**FIG. 4.**– Évolution des divers débits et flux (MES, $NO_3$).

*Variation in flow and fluxes of suspended matter and dissolved nitrate.*

Source : MNHN

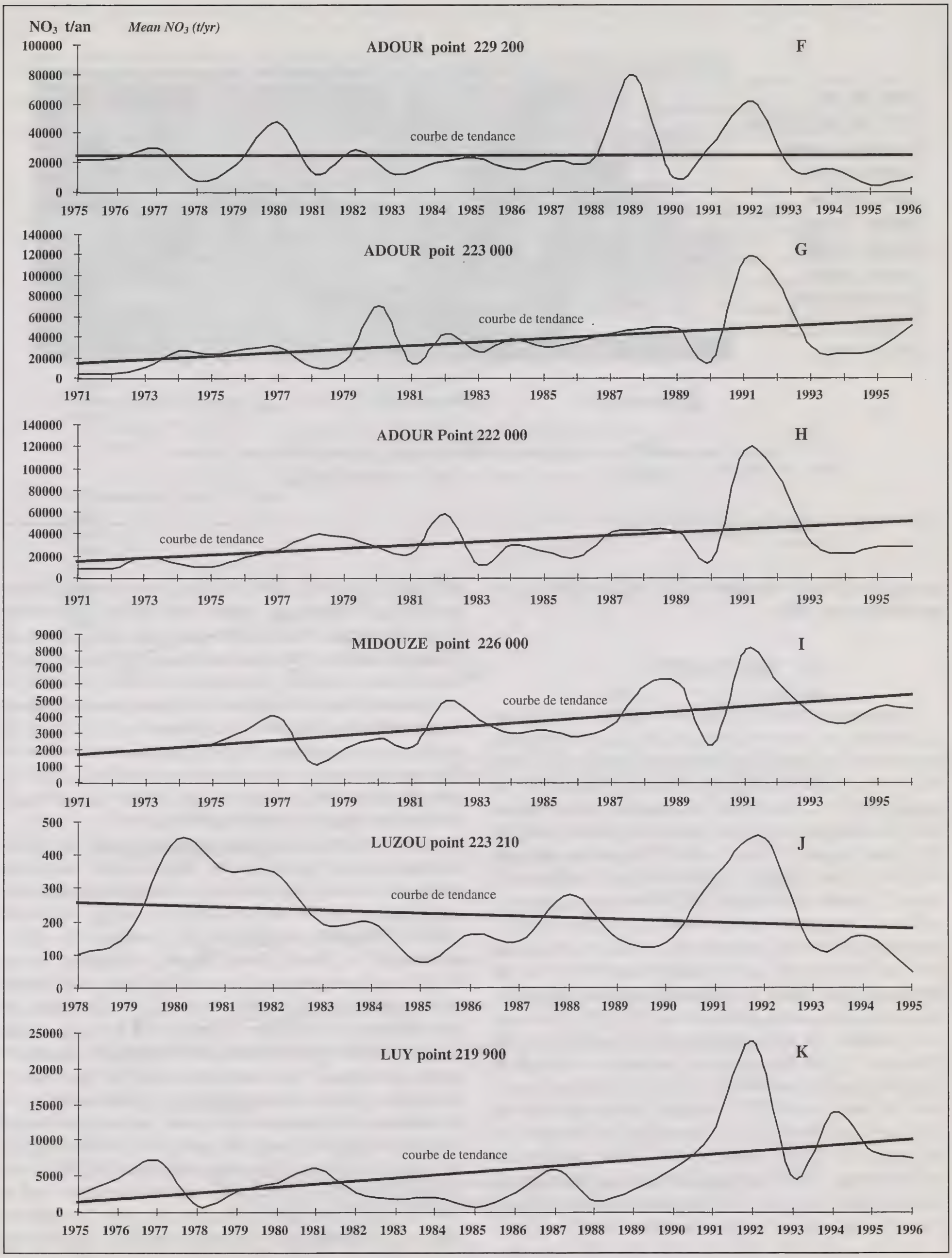


FIG 4 (SUITE)

Source : MNHN

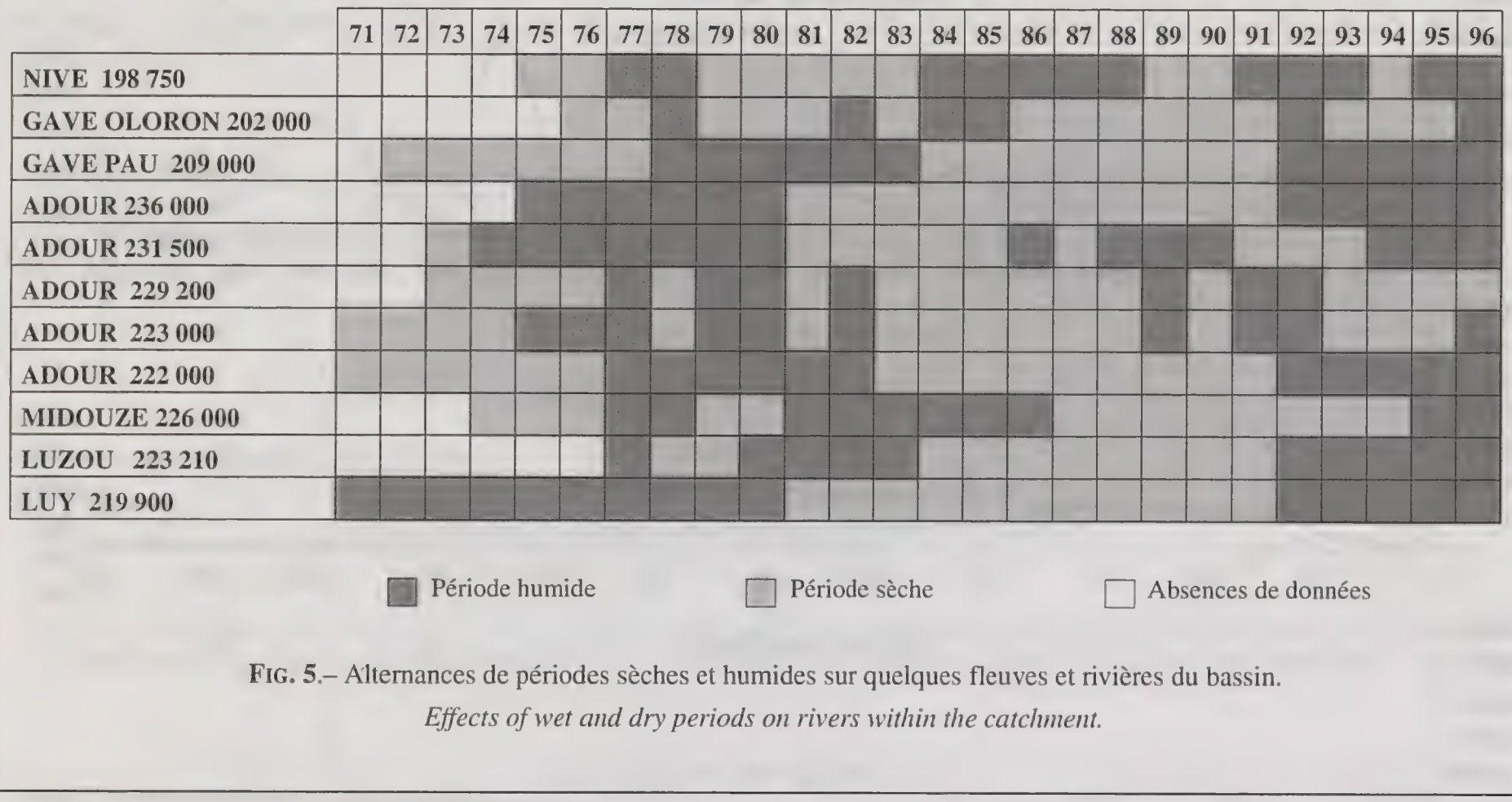


**Fig. 5**.– Alternances de périodes sèches et humides sur quelques fleuves et rivières du bassin.
*Effects of wet and dry periods on rivers within the catchment.*

gistre une très forte augmentation de 1975 à 1996 avec un pic maximal en 1992.

## DISCUSSION

Concernant l'évolution des divers débits mesurés sur ces quelques rivières et fleuves du bassin hydrologique, nous remarquons une augmentation essentiellement sur la Nive (50 %), rivière du piémont Pyrénéen et également sur le Luy (400 %). L'ensemble des autres rivières et fleuves subit des diminutions plus ou moins importantes allant de 30 % pour le gave d'Oloron à 45-47 % pour certains secteurs de l'Adour (Onard), la Midouze, mais également le Luzou. Il semble que la zone Pyrénéenne dont sont issus ces fleuves soit en fait sous le contrôle de facteurs climatiques généraux pour l'ensemble du bassin. Par conséquent on a pu observer une assez grande homogénéité sur les diverses rivières quant à l'alternance dans les augmentations et diminutions des débits annuels (Fig. 5). Ces variations semblent assez synchrones sur le Gave de Pau, sur l'Adour et le Luy. Par contre on constate un décalage de quelques années dans la durée de ces périodes avec la Nive, le Gave d'Oloron, la Midouze. Ainsi, alors que sur l'Adour et le Gave de Pau on enregistre des diminutions des valeurs des débits annuels (1984-1991), on note des augmentations sur la Gave d'Oloron et la Nive. Divers auteurs avaient déjà démontré que durant certaines années, le bassin réagissait de façon homogène, comme ce fut le cas en 1915, 1919, 1930, 1935 qui ont été des années humides ; à l'opposé les années 1921, 1946, 1949, 1953 furent des années sèches. Nous retrouvons dans la période d'analyse qui nous intéresse des aspects semblables, aussi pouvons-nous admettre que durant la période 1972-1975 il y a eu une phase de moindre écoulement dans ce bassin. Cette diminution des débits est également enregistrée sur la Garonne et sur d'autres fleuves et rivières du bassin (Probst & Tardy, 1985 ; Etcheber, 1986). De 1977 à 1981 nous trouvons une période plus humide, pour ensuite aborder une phase plus sèche de 1984 à 1991.

Enfin, en observant l'évolution amont-aval des débits moyens annuels sur un même fleuve, nous avons pu remarquer que des modifications de drainage affectent une zone spécifique du bassin. Dans la partie amont de l'Adour (Bagnères-de-Bigorre), la diminution de débit avoisine 25 %. Plus à l'aval (Onard), elle atteint même 43 %. Dans cette partie aval, on peut expliquer cette baisse des écoulements par l'action anthropique qui utilise de plus en plus ces zones pour la production de maïs, ce qui induit de la part des exploitants un prélèvement important d'eau par puisage. Cette demande en eau est très importante pour assurer la formation des organes sexuels, la fécondation et la formation des grains jusqu'à leur maturité. Ceci se réalise à partir du stade 8-10 feuilles jusqu'à la récolte. La période d'arrosage se déroule du 20 juin au 20 août dans le Sud-Ouest. Il faut compter environ 2000 à 3000 tonnes d'eau pour un hectare de maïs. Ce prélèvement est particulièrement marqué à partir du secteur qui

Source : MNHN

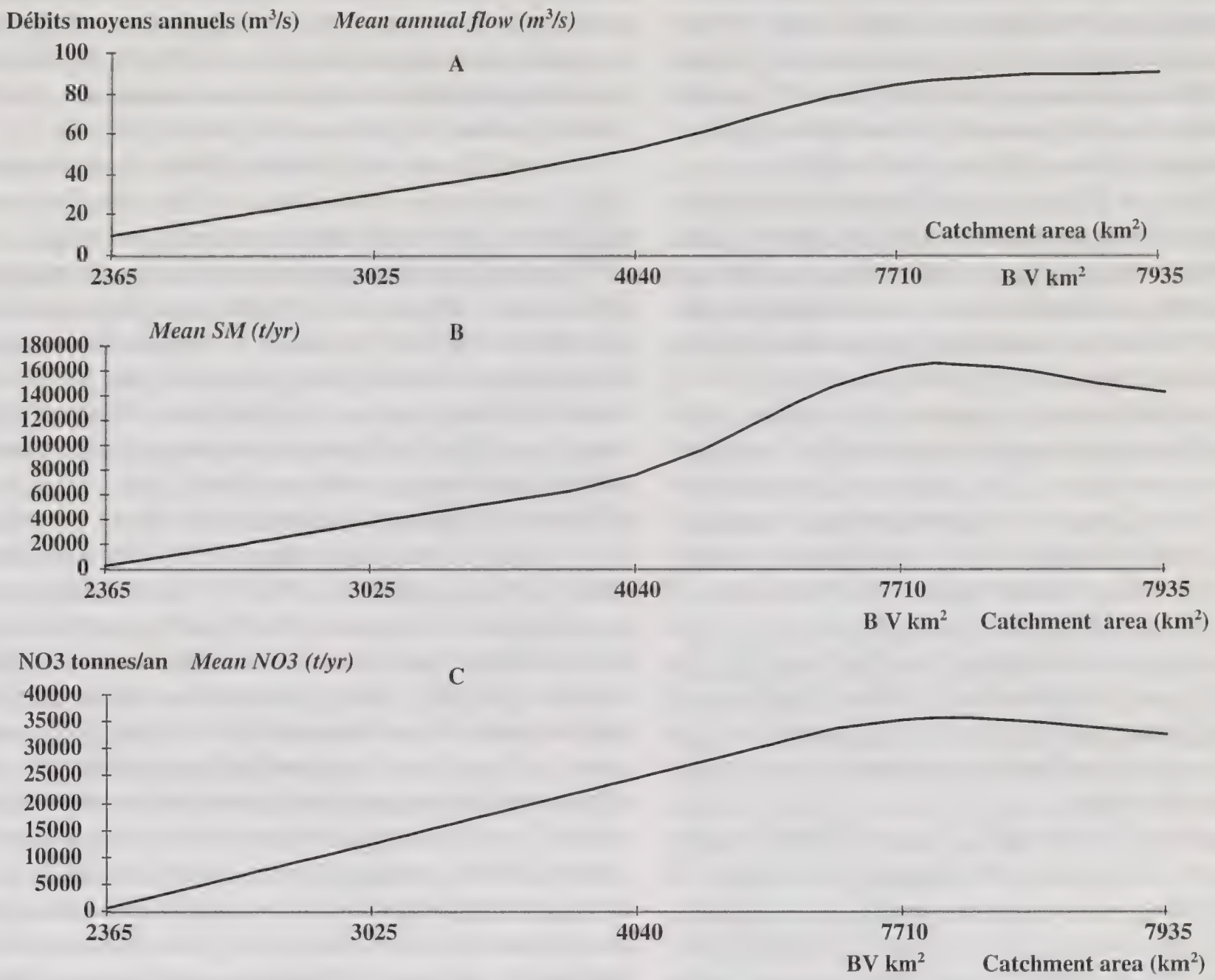


FIG 6.– Relations surface du bassin versant et débits, flux de MES, flux de $NO_3$ et érosion spécifique.
*Relationships between catchment area, flow, fluxes of suspended matter and dissolved nitrate and specific erosion.*

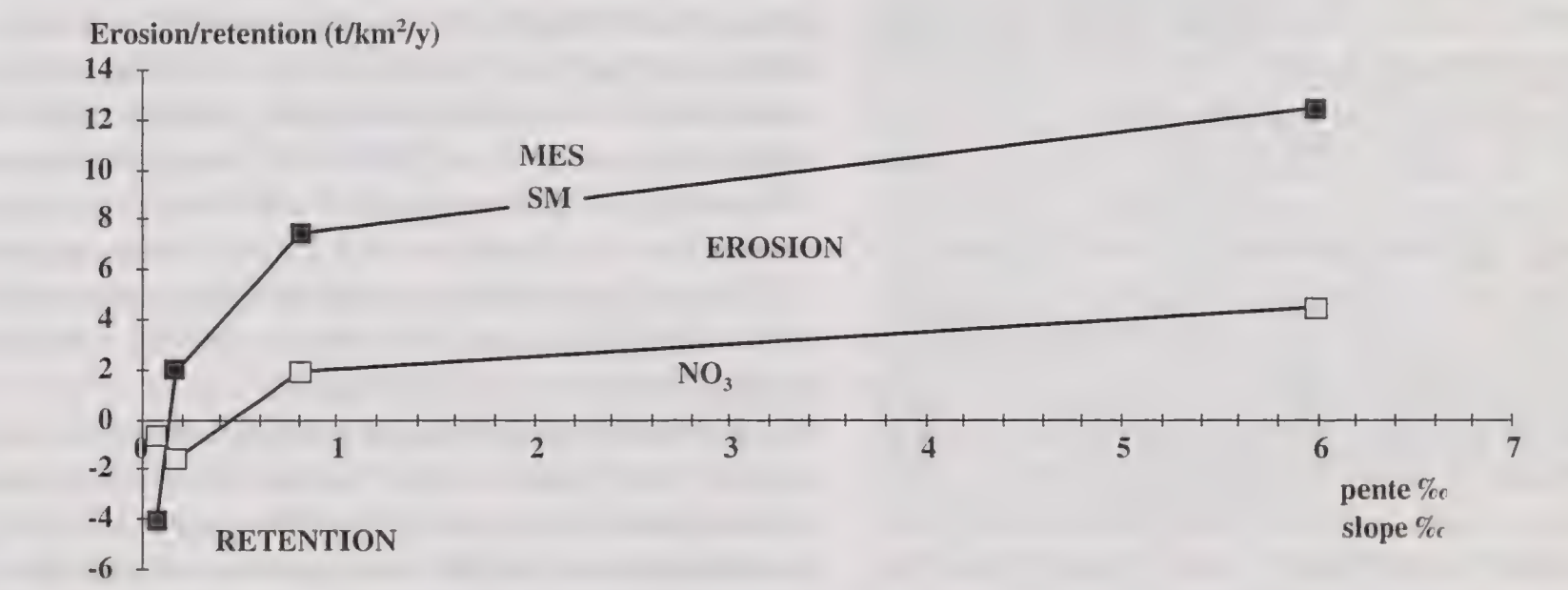


FIG 7.– Relations entre érosion, rétention et pente en long dans l'axe du fleuve.
*Relationships between erosion, retention and slope along the river axis.*

Source : MNHN

englobe la zone inondable de l'Adour (Barthes) et qui correspond à des surfaces de bassin versant de 7 710 et 7 935 km$^2$ (FIG. 6A). Par contre en établissant un bilan amont-aval entre les divers points de prélèvements on peut enregistrer une diminution d'écoulement durant la période de 1984 à 1988, ce phénomène pouvant être lié à une pluviométrie locale moins importante qui correspond en fait à un régime général du fleuve (PARDÉ, 1953, 1955).

Ainsi donc, les fluctuations de débit intègrent les variations des principaux facteurs hydroclimatiques (précipitations, évapotranspiration, température, etc.) qui ont affecté l'ensemble du bassin versant. Les fluctuations permettent de déterminer la succession de grandes périodes hydroclimatiques sèches ou humides dans le bassin de drainage. Dans cette zone Pyrénéenne, les facteurs liés à l'altitude semblent jouer un rôle important dans la régulation du régime des rivières. Ces rivières ont un régime de type nival. Plus à l'aval, leur régime devient nivo-pluvial puis pluvio-nival (FISCHER, 1935). Cette zone est également soumise à une pluviométrie très importante issue de l'océan, ce qui implique pour cette zone des crues dont l'intensité diminue d'Ouest en Est (PARDÉ, 1935). La Midouze et le Luzou font partie de rivières de plaines, et voient leur régime pluvial soumis aux fluctuations du niveau de la nappe sous-jacente constituée dans la partie supérieure par des sables.

Concernant les flux de MES, sur les différents points de prélèvements du réseau, nous remarquons que depuis 25 ans les pourcentages de matériaux exportés ont tendance à diminuer. Ce phénomène est visible sur l'ensemble des fleuves et rivières du bassin hormis quelques exceptions. Ainsi, en partant de la Nive pour laquelle on note 200 % d'érosion, les autres cours d'eau présentent des baisses de charge durant le laps de temps étudié. Les parties amont de l'Adour voient la charge baisser au cours de ces 25 années de 85 %, ce qui tend à prouver que l'érosion sur les sommets pyrénéens à tendance à se limiter. En fait, si nous établissons les différences de flux amont-aval (BRUNET & ASTIN, 1999), remarquons que les années 1975, 1977, 1980, 1982, 1985, 1988, 1990 et 1995-1996 présentaient des pics d'érosion pour ces secteurs amont, et ceci, bien que la tendance générale correspond à une limitation. Le Gave d'Oloron voit sa charge baisser de 19 %. L'Adour dans le secteur de Cazères ou de Saint-Vincent-de-Paul à Tercis montre une grande régularité tout au long de cette période. Nous avions déjà remarqué que dans ces secteurs de zone inondable il y avait des alternances dans les mécanismes d'érosion et de rétention lorsque les eaux n'excédaient pas la côte de 4,60 NGF à Dax (débit de 200 m$^3$/s) ; le phénomène d'érosion prédominait alors. En deçà de cette valeur la sédimentation se produisait (BRUNET, 1994; BRUNET & GAZELLE, 1995). Nous remarquons que ces alternances "érosion-sédimentation" sont dépendantes des fluctuations des débits.

Par ailleurs, les rivières de plaines ayant creusé leur lit mineur dans les sables voient leurs charges rester uniformes (Midouze) ou même diminuer (Luzou). Par contre le secteur de Chalosse où s'écoule le Luy voit sa charge augmenter au cours de ces 25 ans de 900 %. Ce surcroît de matière transportée est à mettre en relation avec les élévations des débits moyens annuels (+ 400 %).

En établissant les relations débits concentrations en MES pour chaque cours d'eau comme nous l'avions déjà réalisé sur l'Adour durant une année hydrologique (Brunet 1997), nous pouvons constater que les augmentations de débits sur la Nive et le Luy permettent un accroissement des flux de MES et que, inversement, les diminutions des écoulements ont assuré des transits de flux moins importants. On peut remarquer que les pourcentages d'exportation des particules solides sont généralement deux fois plus importants que ceux des débits. Ainsi, alors que les débits sur la Nive ont augmenté de 100 % on remarque dans le même temps un surcroît de 200 % du flux de MES. À l'opposé, alors que le Gave de Pau voit son débit moyen annuel diminuer de 33 %, le flux de MES a baissé de 60 %. Il semble exister une relation entre les débits et les flux de MES ; cette relation varie en fonction de la rivière ou du fleuve considéré et d'un lieu précis sur son cours. Ainsi, en considérant l'Adour amont (point 236000), le pourcentage du flux de MES par rapport à l'augmentation des débits est de 3,4 ; plus à l'aval (point 229000) ce rapport passe à 1,8. Les indices de corrélation entre les débits et les flux de MES varient de 0,78 à 0, 68 sur l'Adour, pour passer à des valeurs de 0,69 et 0,47 sur le Luy et la Midouze, et de 0,44 sur les Gaves de Pau et d'Oloron.

Lors de nos études précédentes, nous avions remarqué que l'érosion spécifique avait été estimée à 20,4 t/km$^2$/an pour un bassin-versant de 7 840 km$^2$ (Dax) (BRUNET & GAZELLE, 1995 ; BRUNET & ASTIN, 1999). Dans le cas présent, les calculs prouvent que cette érosion spécifique fluctue en fonction des lieux mais reste néanmoins comparable avec une valeur sensiblement inférieure et égale à 19,1 t/km$^2$/an. Sachant que la Midouze a un bassin versant de 2 500 km$^2$, l'érosion spécifique dans ce bassin est de 8,5 t/km$^2$/an par rapport aux 11,3 t/km$^2$/an établies à partir de 79 mesures (PROBST, 1980). Sur le Gave de Pau, elle est de 69,7 t/km$^2$/an, sur le Gave d'Oloron de 14,2 t/km$^2$/an.

En établissant la relation entre les moyennes des flux de MES sur 25 ans et la surface des bassins versants, nous constatons une érosion prédominante jusqu'à la confluence avec la Midouze (point correspondant à la valeur 4 040 km$^2$ du bassin). Les matériaux apportés par cette rivière Landaise induisent une augmentation sensible des flux exportés. L'importante surface de la zone inondable des barthes permet une rétention, (BRUNET, 1994), qui se produit surtout à partir de St Vincent de Paul et cor-

Source : MNHN

respond à une surface de bassin versant de 7710 km$^2$ (FIG. 6 B). Nous constatons ainsi que l'érosion spécifique dans ce bassin se modifie en fonction du lieu. Celle-ci tend à diminuer dans les parties les plus aval de la plaine inondable. Le phénomène de rétention prédomine dans ces zones. Ces dernières sont de véritables pièges à sédiments (HAUPT & KIDD, 1965 ; AUBERTIN & PATRIC, 1974 ; PETERJOHN & CORRELL, 1984; LOWRANCE *et al.*, 1986; HOPMANS *et al.*, 1987).

Concernant l'évolution des flux d'azote nitrique ($NO_3$), nous constatons une augmentation considérable de ces flux sur la majeure partie des rivières et fleuves du bassin avec des valeurs allant de 34 % (Gave d'Oloron) à 700 % (Gave de Pau). Bien qu'une diminution soit visible de 1983 à 1993 du fait de la mise en place de stations d'épurations, les pourcentages d'accroissement sont énormes. Ces augmentations de flux ont déjà été mentionnées sur un fleuve voisin, la Garonne (PROBST, 1987 et ETCHANCHU, 1988). Il semble assez difficile d'établir de bonnes relations entre les flux d'éléments dissous et les débits des cours d'eau. Généralement, on observe dans la bibliographie des faits concomitants d'augmentation ou de diminution entre les débits et les flux d'éléments dissous (LOWRANCE *et al.*, 1984; COOKE, COOPER, 1988). Ainsi, sur la Nive, alors que l'on enregistre une augmentation des débits moyens annuels de 100 %, l'accroissement des flux de $NO_3$ avoisine 150 % sur 25 ans. Le rapport entre les accroissements des flux et des débits annuels sur la période considérée est ici de 1,5. Par contre sur l'ensemble des rivières et fleuves, nous constatons des corrélations inverses entre la diminution des débits et les importantes augmentations des flux de $NO_3$. Les rapports entre les débits et les pourcentages des flux atteignent des valeurs maximales de 21,2 pour le Gave de Pau. La Midouze perd 43 % de ses écoulements et voit ses flux de nitrates progresser de 163 %. La seule rivière étudiée ne présentant pas ce phénomène de croissance de flux est le Luzou dont le bassin versant est très réduit. Les corrélations calculées entre les débits et les flux de $NO_3$ montrent des valeurs de 0,79 pour le Luzou, 0,77 à 0,60 pour l'Adour, 0,56 pour le Luy, les Gaves et la Midouze ont des indices très faibles non significatifs.

Enfin, en considérant l'Adour de l'amont vers l'aval, nous avons constaté l'augmentation des flux (Brunet et Astin, 1999). Nous constatons que sur une période relativement longue, les pourcentages d'augmentation sont différents le long du réseau. Dans les secteurs amont (Bagnères de Bigorre) la croissance du flux est de 60 %. En allant dans les secteurs aval, elle atteint des valeurs de 140 % sur le laps de temps étudié. Les parties situées à l'aval présentent des taux de 240 % et ce, du fait des apports d'azote minéral pour les besoins du maïs. Il faut en effet, compter un apport de 197 kg/ha pour assurer la production des grains et de l'appareil végétatif. Enfin, la localisation de ces secteurs en zone inondable, nous ont permis de penser qu'une réutilisation de cet azote minéral par les ripisylves pouvait être assurée (BRUNET, 1994, 1997). Nous avions déjà démontré que la période du printemps favorisait cette reprise d'azote minéral (BRUNET & ASTIN, 1996). Il semble également important de signaler qu'au-delà de cette action anthropique, même les petits bassins présentent des variations dans les flux de $NO_3$ comme l'avaient déjà mentionné MEYER & LIKENS (1979), HILL (1986). Ceux-ci avaient mis en évidence l'existence de fréquences saisonnières en relation avec les débits et d'une fréquence variable de plusieurs années dans l'augmentation ou la diminution des flux.

Le lessivage dans les parties aval de ce réseau hydrographique induit un accroissement important des flux annuels. À la confluence du petit bassin de la Midouze, ce flux subit une augmentation linéaire, bien que certains auteurs aient montré que les flux spécifiques sont plus élevés sur des petits bassins (PROBST *et al.*, 1985). En établissant la relation entre les moyennes des flux azotés ($NO_3$) et les surfaces du bassin versant (FIG. 6C), nous remarquons une linéarité de la droite jusqu'au point correspondant à St Vincent de Paul. Par la suite, on enregistre une reprise de cet azote par la végétation riveraine comme l'ont montré de nombreux auteurs (COOPER & COOKE, 1984). Ce faible écoulement au contact d'éléments de granulométrie fine (COUNILH, 1982) favorise également le processus de la dénitrification que nous avions déjà quantifiée dans cette zone sur une année hydrologique (BRUNET 1996). Il semble cependant, comme l'ont montré de nombreux auteurs, que les zones riveraines participent à l'absorption des nutriments et plus particulièrement à celui de l'azote (DOYLE *et al.*, 1977; PETERJOHN & CORRELL, 1984; LOWRANCE *et al.*, 1984). Cette efficacité est supérieure à la perte par dénitrification réalisée dans les sédiments du lit mineur (BRUNET, 1996; BRUNET & ASTIN, 1996).

La pente en long semble jouer un rôle déterminant dans ces mécanismes d'érosion et de rétention pour les divers éléments particulaires ou dissous (FIG. 7). Nous constatons que l'érosion prédomine pour des pentes allant de 0,15 ‰ à 6 ‰ pour les MES. Cette érosion apparaît également pour $NO_3$, mais pour des pentes allant de 0,4 ‰ à 6 ‰. Nous remarquons également que les rétentions se produisent pour des pentes différentes pour les MES et le $NO_3$. La pente joue donc un rôle prépondérant dans ces deux mécanismes.

## CONCLUSION

Il ressort de cette étude que les écoulements ont eu tendance à subir des diminutions importantes s'échelonnant de 20 à 47 % sur la majeure partie des fleuves et

Source : MNHN

rivières du bassin durant une période de 25 ans. À l'opposé, quelques rivières subissent un phénomène inverse en présentant de très forts accroissements des débits moyens annuels, c'est le cas de la Nive, rivière de piémont Pyrénéen qui subit l'influence océanique. L'ensemble de ces fleuves montre une rythmicité assez synchrone dans l'alternance des périodes humides (1976-1978, 1992-1994) et sèches (1972-1974, 1981-1989). À l'opposé, les flux de MES relevés sur ce bassin montrent des diminutions importantes, bien que ceux-ci augmentent progressivement de l'amont vers l'aval. Il existe une rythmicité dans l'apparition des pics d'érosion. Cette rythmicité n'est pas synchrone en tous les points du réseau hydrographique. Plusieurs causes peuvent expliquer ces faits : action anthropique, recalibrage, rectification de méandres, édification d'ouvrages tels que ponts, digues de protection, prélèvements d'eau pour l'arrosage du maïs, mais également croissance d'une végétation riveraine, modification du régime hydrologique du fleuve, modification des précipitations (lieux et intensités).

Concernant l'azote minéral, nous constatons un accroissement des flux de l'amont vers l'aval avec une certaine rythmicité variable au cours du temps. Les parties les plus avals permettent une reprise de cet azote par la végétation riveraine. Il semble que la pente du fleuve et la structure du lit majeur ont une incidence particulière permettant une sédimentation locale et une réutilisation de ces composés dissous.

## REMERCIEMENTS

Nous adressons nos vifs remerciements à Messieurs G. PRATS responsable de la police des eaux de l'Agence de l'Eau Adour-Garonne, Toulouse. F. GAZELLE chercheur CNRS (UMR Géode, Maison de la Recherche) Toulouse. K Brian ASTIN, School of Conservation Sciences. Bournemouth University BH 12 5 BB UK pour leur collaboration.

## BIBLIOGRAPHIE

AUBERTIN, G.M. & PATRIC, J.H., 1974.– Water quality after clearcutting a small watershed in West Virginia. *J Environ. Quality,* 3 : 243-249.

BRUNET, R.C., 1994.– *Rôle de la zone inondable des Barthes de l'Adour dans la rétention des matières en suspension et des nutriments.* Thèse de doctorat de l'université Paul Sabatier. Toulouse 2 vol. 93 p et 110 p.

BRUNET, R.C., PINAY, G., GAZELLE, F. & ROQUES, L., 1994.– Role of the floodplain and riparian zone in suspended matter and nitrogen retention in the Adour River, South-west France. Regulated Rivers. *Research & management*, 8 : 55-63.

BRUNET, R.C. & GAZELLE, F., 1995.– Alternance des phénomènes d'érosion et de rétention de la matière dans la zone inondable de l'Adour au cours d'une saison hydrologique. *Acta oecologica,* 16 : 331-349.

BRUNET, R.C., 1996.– The importance of denitrification in the bed of the river Adour in South West France. Ecologie, 27 : 91-102.

BRUNET, R C. & ASTIN, K.B., 1996.– Variation in mineral nitrogen levels : the river Adour. *Hydrobiologia*, 335 : 159-170.

BRUNET, R C., 1997.– *Intérêt des bordures riveraines dans la rétention de l'azote : exemple du Bas-Adour*. Société de Borda. Dax. n° 446 : 315-334.

BRUNET, R C. & ASTIN, K.B., 1998.– Variation in phosphorus flux during a hydrological season : The River Adour. *Water Research*, 31 : 547-558.

BRUNET, R C. & ASTIN, K.B., 1999.– Spatio-temporal variation in some physical and chemical parameters over a 25 year period in the catchement of the River Adour. *Journal of Hydrology*, 220 : 209-221.

COOKE, J.G. & COOPER, B., 1988.– Sources and sinks of nutrients in a New Zealand hill pasture catchment III. Nitrogen. *Hydrological Processes*, 2 : 135-139.

COOPER, A.B. & COOKE, J.G. 1984.– Nitrate loss and transformation in 2 vegetated headwater streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 18 : 441-450.

COOPER, J.R., GILLIAM, J.W., DANIELS, R.B. & ROBARGE, W.P., 1987.– Riparian areas as filters for agricultural sediment. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51 : 416-420.

COUNILH, P., CANG, N.B., FAUGERE, C., ROMAIN, F., CANELLAS, J., CAPDEPUY, M. & DARGELOS, V., 1982.– Caractéristiques du limon de l'Adour. Application à la recherche de nouveaux gites. *Journal Français d'Hydrologie*, 37 : 35-55.

DOYLE, R. C, STANTON, G. C, WOLF, D.C. 1977.– *Effectiveness of forest and grass buffer filters in inmpoving the water quality of mature polluted runoff.* ASAE pp. 77-250.

ETCHANCHU, D., 1988.– *Géochimie des eaux du bassin de la Garonne, transferts de matière dissoutes et particulaires vers l'océan Atlantique*. Thèse Doct., Université Paul Sabatier Toulouse, 178 p.

FISCHER, J., 1930.– Le régime de l'Adour et de ses affluents. *Rev. Géogr. Pyr. et S.O.,* 1 : 75-97.

GOLTERMAN, H.L., CLYMO, R.S. & OMNSTAD, M.A.M., 1978.– *Methods for physical and chemical analysis of fresh waters.* IBP Handbook n° 8. Blackwell Scientific Publications. Oxford, 214 p.

HAUPT, H.F. & KIDD, W.J., 1965.– Good logging practices reduce sedimentation in central Idaho. *J. Forestry,* 63 : p 664-670.

HILL, A.R., 1986.– Stream nitrate-N loads in relation to variations in annual and seasonal runoff regimes. *Water Resources Bulletin,* 22 : 829-839.

HOPMANS, P., FLINN, D.W. & FARREL, P.W., 1987.– Nutrient dynamics of forested catchments in southeastern Australia and changes in water quality and nutrient exports following clearing. *Forest Ecology and Management*, 20 : 209-231.

HUBERT, P, CARBONNEL, J.-P, & CHAOUCHE, A., 1989.– Segmentation des séries hydrométéorologiques. *Journal of Hydrology*, 110 : 349-367.

KEENEY, D.R. & NELSON, D.W., 1982.– *Nitrogen. Inorganics forms. In "Methods of soil analysis", Part 2, Chemical and microbiological Properties.* Agronomy n° 9. 2nd ed. A.S.A. p 643-698.

LOWRANCE, R., TODD, R. & ASMUSSEN, L., 1984.– Nutrient cycling in an agricultural watershed. II. Streamflow and artificial drainage. *J. Environ. Qual.,* 13.

LOWRANCE, R., SHARPE, J.K. & SHERIDAN, J.M., 1986.– Long-term sediment deposition in the riparian zone of a coastal plain watershed. *Journal of soil and Water Conservation* : 266-271.

Source : MNHN

MEYER, J.-L. & LIKENS, G. E. 1979.– Transport and transformation of phosphorus in a forest stream ecosystem. *Ecology,* 60 : 1255-1269.

PARDÉ, M., 1953.– *Sur le travail latéral des riviéres.* R. G. Lyon.

PARDÉ, M., 1955.– *Fleuves et rivières* (Coll. Arm. Colin, n° 155). Paris, 224 p

PINAY, G. & DÉCAMPS, H., 1988.– The role of riparian woods in regulating nitrogen fluxes between the alluvial aquifer and surface water : a conceptual model. *Regulated Rivers : Research and Management*, 2 : 507-517.

PONNAMPERUMA, F.N., 1972.– The chemistry of submerged soils. *Adv. Agron.* : 25-96.

PETERJOHN, W.T. & CORRELL, D.L., 1984.– Nutrient dynamics in an agricultural watershed. Observations on the role of a riparian forest. *Ecology,* 65 : 1466-1475.

PROBST, J.-L., 1980.– *Hydroclimatologie et érosion mécanique du Bassin d'Aquitaine*. Mémoire de D.E.A. Toulouse III, 46 p.

PROBST J.L. , KATTAN Z. & ETCHANCHU D., 1985.– *Exportation des nitrates sur 4 bassins versants français agricoles.* Proc. Intern. Congr. "Nitrates in water", Paris, Ed. CNGE/ENSCR Rennes, 8 p.

PROBST, J.-L. & BAZERBACHI, A., 1986.– Transports en solution et en suspension par la Garonne supérieure. *Sci. Geol. Bull.,* 39 : 79-98.

PROBST, J.-L., 1987.– *Hydrologie de surface et géochimie des grands bassins versants. Mécanismes et bilans des érosions mécaniques et chimiques.* Rapport ASP PIREN-EAU, Strasbourg, 44p.

SCHLOSSER J.J. & KARR J.R., 1981.– Riparian vegetation and channel morphology impact on spatial patterns of water quality in agricultural watersheds. *Environmental Management*, 5 : 233-243.

SLUTZKY, E., 1937.– The summation of random cause as the source of cyclic processes. *Ecometrica,* 5 : 105-140.

VOGT, H., 1962.– Les facteurs de la dynamique de l'Adour moyen. Revue de géomorphologie dynamique, 13 : 49-72.

## ABRIDGED VERSION

This survey has covered the whole of the basin pouring the Adour (SW France) to determine the main fluxes: flows, suspended matter (SM) and nitrate ($NO_3$) during a period of 25 years and to consider their variation on some rivers and streams of the Aturien network.

Among the streams selected for this survey are those principal axes of the Pyrenean hydrographic network from west to east, including the Nive, Gave de Oloron, Gave de Pau, and the Adour.

The Nive is a piedmont river, with very elevated flows associated with strong rainfall. The high slopes and the impermeability of the river bed lead to significant flood events during episodes of heavy precipitation.

The Gave d'Oloron, a tributary of the Gave de Pau, is a torrential river, with a length of 130 km.

The Gave de Pau is a tributary of the Adour, with a length of 175 km descended from high in the Pyreneesan (>3 000 m). Discharge levels are enhanced by the Gave d'Oloron reaching up to 100 $m^3/s$. The precipitation regime leads to maximum discharge during spring and early summer.

Descending from the col du Tourmalet (2 115 m) to the south of the Pic du Midi de Bigorre, the Adour descends from the Pyrenees, and joins the ocean at Bayonne after a course of 335 km. The watershed covers a surface of 7 840 $km^2$ to the town of Dax and has a total area of 16 755 $km^2$. The basin may be divided in two major domains: mountain and plain. In the mountain domain torrential channels cross a range of geology: flysch and other sediments from the Mesozoic or beginning of the Tertiary period, together with molasse which may be calcareous, sandy, clay-like or pebbly. The plain domain covers a larger area and comrises largely sandy material from the Quaternary period.

Geologically the floodplains (Barthes) of the Adour are of late Quaternary origin. During the Flandrian Transgression there was relatively little deposition of coarse gravel material in the riverbed of ther Adour and the dominant pedology is of very fine silt, occasionally mixed with peat

The Luzou drains the plateau area in the Landes for several kilometers before joining the Adour downstream of Tartas.

The Luy is the results from the confluence of the Luys de France and de Béarn, draining areas of the Chalosse before rejoining the Adour.

The yearly rainfall received by the watershed is between 1 100 mm (to the north east.) and 2 000 mm (in the region of the Pyrenees). This rainfall leads to mean flows in the Adour of ~ 35 $m^3/s$ in the sector of Aire sur l'Adour rising to ~ 95 $m^3/s$ in the region of Dax (gauging station at St-Vincent-of-Paul).

Data has been provided by the Agence de l'Eau du Bassin Adour-Garonne on the concentations of suspended matter, nitrate together with flows at a variety of sites within the hydrographic network since 1971. The data comprise monthly measurements that have been summed to give annual values.

The sampling sites cover four départements (regional administrative units) with the upstream site at Bagnères de Bigorre to Tercis the site furthest downstream. Each site has a designation (a six digit number) i.e. Bagnères de Bigorre (236 000), Cazères/Adour (231 500), Onard (229 200), St. Vincent de Paul (223 000), Tercis (222 000). For each sampling point between 252 and 276 values have been used.

During these twenty last five years, there has been general trend towards a reduction of mean annual flows, with only a few exceptions.

However, for the Nive we note increases of 20 to 50 $m^3/s$ from 1975 to 1996. There are significant variations in these flows with lower flows (1975-1976, 1979-1983, 1989-1990, 1994-1995) contrasting with periods higher flow (1977-1978, 1984-1988, 1991-1993, 1995-1996).

Further west, the Gave d'Oloron shows a reduction in flow from 100 to 70 $m^3/s$ during the period of 1976 to 1996. One notes alternations between the drier periods (1976-1977, 1980-1981, 1982, 1987-1991, 1993-1995) interrupted by more humid periods (1978-1979, 1982, 1984-1986, 1992).

The Gave de Pau presents a similar phenomenon for annual mean flow reductions. Again, dry phases (1972-1977, 1984-1991) alternate with phases of greater humidity (1978-1983, 1992-1996). In this case the reduction in flow reaches 33%.

Flows in the sector upstream of the Adour (point 236 000, downstream of Bagnères de Bigorre) (Fig. 2D), show that the previously described phenomenon is observed in the upstream sector the hydrographic network. The trend indicates a reduction of flow of 25%. The frequency of weak-strong flows show regularities with a periodicity of 5 - 4 years for the humid periods (1975-1980, 1991-1995) and 10 years for the dry period (1981-1991).

Further downstream (point 231 500, Cazères/Adour), mean annual flows show considerable fluctuations.

Still further downstream (point 229 200 Onard) flows have decreased substantially during the 25 year period from 70 $m^3/s$ to 40 $m^3/s$, representing a loss of 43%.

Finally, to the gauging station of St. Vincent de Paul the reduction is limited more (11%) reaching 20% at Tercis (point 222 000). Again

Source : MNHN

alternating dry (1971-1976, 1983-1991) and humid periods (1976-1983, 1992-1994) are observed .

On the sampling point on the Midouze a yearly flow reduction is recorded . One notes alternations of dry periods (1974-1976, 1979-1980, 1987-1994) and humid periods (1977-1978, 1981-1986).

The Luzou also shows a annual flow reductions from 1,9 to 1 $m^3/s$ over 25 years, representing a loss of 47%. One notes dry periods (1978-1979, 1984-1991) interspersed with more humid periods (1980-1983, 1992-1996).

Finally, the Luy presents an increase of the mean annual flows. These increase from 2,5 to 12,5 $m^3/s$, representing an increase of 400%. Alternation of humid periods (1975-1980, 1992-1996) with a unique long dry period (1981-1991) is noted.

Hydroclimatic variations have clearly affected this basin, with dry periods (1972-1974, 1983-1991) and humid periods (1977-1981, 1991-1995) on the main streams. Consideration of the evolution of flows upstream toward the downstream suggests the importance of anthropogenic activity, particularly, the use water for the agriculture in the downstream areas of the network.

For the majority of samples, the physico-chemical analyses have been undertaken at the Laboratoire Départemental des Eaux de Mont de Marsan, using the following methods: Suspended matter concentrations were determined by filtration of the water sample on a Whatman filter paper, followed by drying and weighing. Reported suspended matter concentrations are presented as mg $l^{-1}$. Nitrate ($NO_3$) concentrations were determined following reduction to nitrites, using the literature method, (GOLTERMAN *et al.,* 1978; KEANEY & NELSON, 1982), where the nitrite is estimated colorimetrically.

Knowledge of concentrations and flows permitted calculation of the various fluxes at the sampling points. Annual fluxes of SM on the Nive vary from 10000 tonnes to 30000 tonness in 22 years, with alternating periods of strong and weak fluxes. Periods of strong exportation of SM occurred in 1975-1978, 1986-1988, 1994-1997. By contrast, in the Gave d'Oloron high annual fluxes of SM vary between 37000 and 30000 tonnes. Again, strong fluxes are observed (1976-1984, 1986-1988, 1991-1994). This phenomenon is even more evident on the Gave de Pau since fluxes of SM vary from 250000 tonnes to 100000 tonnes per year. This decline of 60% of exported suspended matteris is also significant upstream (point 236 000), where the reduction reaches 85%.

On the Midouze, the SM fluxes exported since 1975 are roughly constant. The maximal values are reached in 1983 and 1992.

The SM fluxes in the Luzou tend to decrease during the period of 1978 to drop from 500 to 200 tons per year, representing a loss of 60%. Conversely, SM fluxes on the Luy increase by 1500 to 15000 tons from 1975 to 1995.

Overall SM fluxes have generally declined or remained stable over the period studied on the principal water courses of the basin with values between 9% and 87%. By contrast, the very strong increases on the Nive and on the Luy (200 and 550%) are noteworthy. hese fluxes vary not only with time but also spatially along of the Aturien axis during the 25 years considered. It appears that erosion takes place in a cyclic manner with the important peaks during the years 1975-1977, 1979, 1982, 1985, 1987, 1992. Some of these maxima are related to anthropogenic activity on the fluvial axis (cutting of meanders, construction of flood protection structures).

Fluxes of $NO_3$ increase on all of the streams and rivers of the basin of the Adour. On the Nive, we note a maximal peak in 1987: fluxes increase over 25 years from 2000 to 5000 tonnes, representing an increase of 150%. On the Gave d'Oloron, fluxes increase from 5 000 to 6 700 tonnes, representing a growth of 34%, with two important peaks in 1988 and 1993. On the Gave de Pau, $NO_3$ fluxes increased from 5000 to 40000 tons, either an increase of 700%. Large fluxes are recorded in (1971-1981, 1994-1998) with low values in (1981-1994). Following the evolution of these fluxes along the Aturien axis, we note that in the upstream sectors (point 236 000, Bagnères of Bigorre), annual fluxes from 1975 to 1996 range from 500 tonnes to 800 tonnes, an increase of 60%. Further downstream (point 231 500), the flux increase reaches 140%, with very high values in 1988 and 1992. At point 229000 (ONARD), large $NO_3$ fluxes are observed in 1980, 1989 and in 1992. Still further downstream on the Adour (points 223000 and 222000 corresponding to St. Vincent of Paul and Tercis), the increase of fluxes of $NO_3$ is of the order of 240%, with high values during 1980-1982 and 1991-1992. On the Midouze the increase in the flux is 163% at St Martin's of Oneys. The Luzou, however, shows decreasess in the $NO_3$ flux of 20%. Again alternation of high values (1979-1983, 1990-1993) with low values (1983-1990) is observed. On the Luy, a very strong increase (260%) from 1975 to 1996 is recorded with a maximal peak in 1992.

Large increases of $NO_3$ flux are observed when moving downstream in the area studied, ranging from 34% on the Gave d'Oloron to 700% on the Gave de Pau. Generally, the calculated erosions between adjacent points demonstrate that the streams of this basin erode at different rates within the network (Gave de Pau 69,7 $t/km^2/y$, compared with the Midouze 8,5 $t/km^2/y$). These erosions vary along the hydrographic network, elevated levels upstream decreasing progressively downstream even reaching negative values in the floodplain zone of the Adour, here the process of retention predominates, the very modest slope of the floodplain playing a major role.

Source : MNHN

*Écologie*, t. 30 (2) 1999 : 119-124

# RESPONSE OF NITRATE REDUCTASE ACTIVITY TO AMMONIUM IN THREE POPULATIONS OF *Elodea canadensis* MICHX*

THIERRY ROLLAND[1], GABRIELLE THIEBAUT[2], HERVÉ DANIEL[3], MICHÈLE TRÉMOLIÈRES[1*], JACQUES HAURY[3, 4] & SERGE MULLER[2]

*[1] CEREG 4MR 7007 - Département d'Écologie végétale, Université Louis Pasteur, IFARE, Institut de Botanique, 28 rue Goethe, 67083 Strasbourg CEDEX, France. [1*] Corresponding author (auteur correspondant).*

*[2] Laboratoire de Phytoécologie, EBSE Campus Bridoux, 57070 Metz Cedex 01, France.*

*[3] Laboratoire d'Écologie aquatique, INRA, 65 rue de Saint Brieuc, 35042 Rennes Cedex, France.*

*[4] École Nationale Supérieure Agronomique : Laboratoire d'Écologie et Sciences Phytosanitaires, 65 rue de Saint Brieuc, 35042 Rennes Cedex, France.*

**SUMMARY**
(original scientific paper)

*A comparison of the response to an ammonia nitrogen stress of three populations of* Elodea canadensis *Michx. was made in laboratory experiments over a seven day test period. E. canadensis was collected at three sites of different geochemistry and trophic level, an alkaline strongly buffered mesotrophic stream (P1), a mesotrophic, neutral to slightly acidic site (P2), and a hypertrophic alkaline weakly buffered stream (P3). An* in vivo *bioassay for nitrate reductase activity (NRA) was used to evaluate the individual response of the three populations.*
*The three populations respond similarly to ammonium addition which inhibits the NRA but not to the same extent. The two populations P2 and P3 growing in weakly buffered waters are relatively more sensitive to increased concentrations of ammonium nitrogen than the population P1 growing in strongly buffered alkaline waters, the population P2 being the most sensitive. It is suggested that there are different degrees of inducibility of the enzyme, depending on the nitrate concentration in the original stream. Possible biochemical mechanisms (via the inhibition of NADH synthesis) are proposed to account for the intraspecific differences of the Elodeae populations in response to increased ammonium concentrations.*

**KEY WORDS:** Ammonium - *Elodea canadensis* - Nitrate reductase activity - Populations.

**RÉSUMÉ**
(article original)

*RÉPONSE À L'AMMONIUM DE L'ACTIVITÉ NITRATE RÉDUCTASE DE TROIS POPULATIONS D'*ELODEA CANADENSIS *MICHX.*
*Une étude comparative de la réponse à un stress ammoniacal de trois populations d'*Elodea canadensis *d'origine géographique distincte a été réalisée dans les conditions contrôlées de laboratoire sur une période de sept jours. Les prélèvements d'élodée ont été effectués dans trois sites de géochimie et de conditions trophiques différentes, une rivière aux eaux mésotrophes et alcalines tamponnées (P1), une rivière mésotrophe et faiblement acide à neutre (P2) et une rivière très eutrophe fortement chargée en ammonium et nitrate, alcaline faiblement tamponnée (P3). Un test de mesure* in vivo *de l'activité nitrate réductase (ANR) a été utilisé pour évaluer la réponse de chacune des populations. Les niveaux d'activité se révèlent nettement différents en fonction de l'origine de la population. L'ANR des 3 populations est inhibée à de fortes concentrations en azote ammoniacal. Les 2 populations poussant dans les eaux faiblement tamponnées montrent cependant une sensibilité plus forte de l'ANR à une surcharge ammoniacale. Les concentrations de nitrates dans les eaux d'origine de ces populations étant différentes, il est suggéré des différences de l'inductibilité de l'ANR par le nitrate, mais aussi des mécanismes biochimiques de l'inhibition de l'ANR par l'ammonium, via l'inhibition de la synthèse du NADH.*

**MOTS CLÉS :** Ammonium - *Elodea canadensis* - Activité nitrate réductase - Populations.

Source : MNHN

## INTRODUCTION

Usually phosphorus is considered to be the key nutrient responsible for biocenoses distribution in aquatic ecosystems (VOLLENWEIDER, 1971; LEE, 1973; FOGG, 1973; PETERSSON, 1990). However ammonium nitrogen plays an important role, and can become toxic at high pH (BRÉMOND & VUICHARD, 1973). Recent studies have shown a statistical correlation between macrophyte communities and the degree of eutrophication of water ($N\text{-}NH_4^+$, $P\text{-}PO_4^{3-}$) in calcareous oligosaprobic streams (upper Rhine plain, Alsace) (CARBIENER *et al.*, 1990; TRÉMOLIERES *et al.*, 1991) as well as in acidic to neutral soft waters (MULLER, 1990; HAURY & MULLER, 1991).

Some species do not tolerate ammonia, for example *Potamogeton coloratus* Hornem., and *Chara hispida*, which are oligotrophic species ($N\text{-}NH_4^+$ and $P\text{-}PO_4^{3-}$ concentrations less than 10 µg $l^{-1}$). A lethal concentration ($LC^{50}$) of around 15 µg $l^{-1}$ was found for these species in laboratory experiments (GLÄNZER *et al.*, 1977). More recently DENDENE *et al.* (1993) showed that an experimentally applied increase in ammonium ions had an impact on net photosynthesis of three species of *Elodea.* This effect could be correlated with the ammonium nitrogen concentrations in the water in which the three species were located. We previously demonstrated that ammonium nutrition triggered a distinct reduction of the nitrate reductase activity (*in vivo* and *in vitro*) in leafy stems of *Elodea canadensis* species (ROLLAND & TRÉMOLIÈRES, 1995). Hence the NRA could be used as a tool for studying ammonium contamination in streams (ROLLAND *et al.*, 1996).

Another aspect is the genetic variability of the species which, although morphologically similar, may be divided into a large number of ecotypes (WIEGLEB, 1984). However, this variability has not yet been taken into account in the bioindication concept. The aim of the present study is to assess the effect of ammonium on the NRA of three populations of *E. canadensis* originating from three geographical stations of different geochemistry and trophic levels. The modalities of the response of each population are discussed.

## MATERIALS AND METHODS

### STUDY SITES AND SAMPLING METHODS

Leafy stems of *E. canadensis* were collected in August 1995. This season corresponds to the period of optimal growth of *E. canadensis* in the three geographical stations, one in Brittany in Western France which is characterized by an oceanic climate and the other two in Eastern France which is characterised by a subcontinental climate with different geochemistry: one in the Alsace Rhine floodplain, and the other in the Northern Vosges. The population P1 growing in mesotrophic and highly alkaline buffered waters was collected in the Brunnenwasser, a groundwater-fed stream with calcareous hard water of pH 7.5 and conductivity of the order of 600 µS $cm^{-1}$ (TAB. I). The population P2 found in poorly mineralized and mesotrophic waters was collected in the Falkensteinbach which flows in the Northern Vosges mountains on an acidic substratum (sandstone) in a forest catchment. The pH of the water is about 7.2 and the conductivity lower than 100 µS $cm^{-1}$. The population P3 was collected in Brittany in the river Meu with a high conductivity (> 900 µS $cm^{-1}$), which was related to organic pollution and very high concentrations of orthophosphate, ammonium nitrogen and nitrate (TAB. I).

The plants were washed very carefully in running natural waters at the sampling time. In the laboratory the material was washed free of periphyton detritus and various deposits. The apical portion (8 cm) of parental shoots were cut off and acclimatized for five days in two different media under standard conditions before the experiments.

### EXPERIMENTAL SYSTEM

The three populations of *E. canadensis* were grown in an artificial light / dark cycle corresponding to a summer day (5000 Lux = 115 µmol photons $m^{-2}$ $s^{-1}$, a photoperiod of 14 h day and 10 h night), in a growth solution of pH 7.5 containing: 100 mg $l^{-1}$ $Ca^{2+}$ (2.5 mmole. $l^{-1}$), 11 mg $l^{-1}$ $Mg^{2+}$ (0.45 mmole. $l^{-1}$), 39 mg $l^{-1}$ $Na^+$ (1.7 mmole. $l^{-1}$), 4 mg $l^{-1}$ $K^+$ (0.10 mmole. $l^{-1}$), 11.6 mg $l^{-1}$ $NO_3$-, (0.18 mmole. $l^{-1}$),

**Table I.**– Physico-chemical characteristics of the sampling sites of the three populations of *Elodea canadensis*. *The values correspond to annual means.*

*Caractéristiques physico-chimiques des sites de prélèvement des trois populations d'*Elodea canadensis.

| SITES | POPULATION | LOCATION | pH | conductivity µS. $cm^{-1}$ | $N\text{-}NH_4^+$ µg. $l^{-1}$ | $N\text{-}NO_3^-$ µg. $l^{-1}$ | $P\text{-}PO_4^{3-}$ µg. $l^{-1}$ | $N\text{-}NO_2^-$ µg. $l^{-1}$ |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Brunnenwasser | P1 | Alsace | 7,5 | 634 | 66 | 2,1 | 19 | 10 |
| Falkensteinbach | P2 | Vosges | 7,2 | 87 | 96 | 0,57 | 50 | / |
| Meu | P3 | Britain | 7,9 | 945 | 642 | 6,5 | 1040 | 120 |

Source : MNHN

20 µg $l^{-1}$ $PO_4^{3-}$ (0.22 µmole. $l^{-1}$), 50 mg $l^{-1}$ $SO_4^{2-}$ (0.52 mmole. $l^{-1}$), 73 mg $l^{-1}$ $Cl^-$ (2.05 mmole. $l^{-1}$). Cultures were maintained for 5 days in a chemostat thermostatted at 15°C and flushed with ambient air. For all experiments, cut shoots (aerial parts of the plant) were used.

Before the experiments, the three populations were grown together in the medium described above, one enriched with a high concentration of bicarbonate (M1, 4.26 mmole. $l^{-1}$ $HCO_3^-$), the other with a low concentration (M2, 0.426 mmole. $l^{-1}$ $HCO_3^-$). The NRA was measured at the end of the acclimatization period of 5 days to select the medium for further experiments.

Five concentrations of ammonium ion were used: 0 (control), 0.1, 0.5, 1.0, and 2.5 mg $l^{-1}$ $N\text{-}NH_4^+$. Ammonium was added to the nutrient solution as $NH_4Cl$. The experiments were conducted for 7 days.

## ANALYTICAL METHODS

*Nitrate reductase activity assays.* An "*in vivo*" method derived from ROBIN *et al.* (1983) and adapted to aquatic macrophytes (ROLLAND, 1995) was used to measure the NRA. The *in vivo* NRA was determined after 7 days of ammonium nitrogen treatment; for enzymatic activity determination, samples were harvested every day at the same time.

The cut shoots were incubated in the dark in an air-tight tube under gazeous N in an anaerobic aqueous environment in order to allow nitrite (product of NRA) to accumulate in the tissues. The samples were incubated for 1 h at 30° C in a composite 4 ml assay phosphate buffer containing 100 mM phosphate buffer, pH 7.4, and 100 mM $KNO_3$. Nitrite released into the medium was determined colorimetrically by treating 0.5 ml aliquots with 0.5 ml each of 10 g $l^{-1}$ sulfanilamide in 3N HCl and 0.2 g $l^{-1}$ N-1-naphthyl-ethylenediamine-dichloride. Zero-time samples were included as a control of endogenous nitrite. After 20 min., the optical densities were measured at 540 nm. The results are expressed in nanomoles of nitrite released per hour and per gram of fresh weight and all values are the mean of at least 6 replicates.

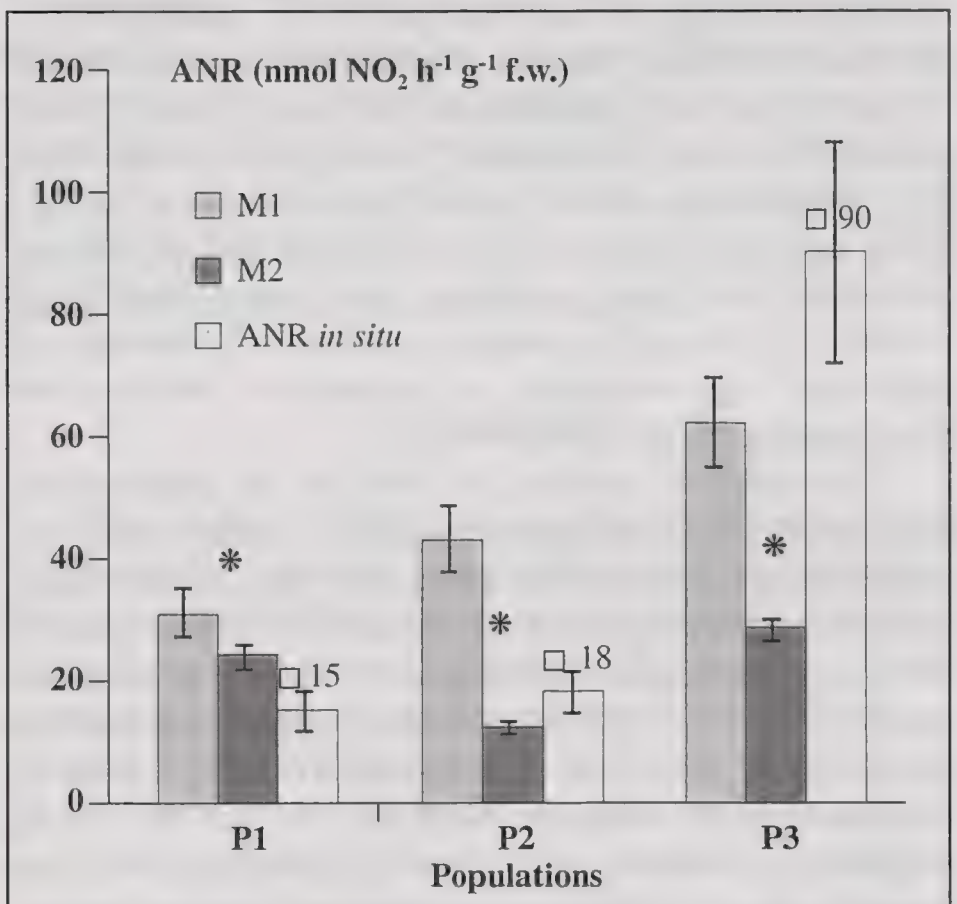


**FIG. 1.**– Nitrate reductase activity of the three populations of *E. canadensis* in two nutrient solutions (M1 high alkalinity, M2 low alkalinity) after an acclamatization period of 5 days and at each sampling site (ANR *in situ*).
** significant difference between the two media. Error bars indicate standard errors.*

*Activité nitrate réductase des trois populations d'*E. canadensis *cultivées dans deux solutions nutritives (M1 forte alcalinité, M2 faible alcalinité) après une période d'acclimatation de cinq jours et dans leur milieu d'origine (ANR* in situ*).*
** différence significative entre les deux milieux. Les barres d'erreur indiquent l'erreur standard.*

## STATISTICAL ANALYSIS

The statistical analysis of the data was performed by using ANOVA with interaction between factors (TOMASSONE *et al.*, 1993).

# RESULTS

## ACCLIMATIZATION PHASE

The composition of the culture medium has a significant impact on the NRA of the three populations. Plants grown for 5 days in medium M1 (high alkalinity) have a significantly ($p < 0.05$) higher NRA than plants grown in medium M2 of low alkalinity (FIG.1). The NRA of population P3 was significantly higher than that of the two other populations. An increase of 54% and 73% in M1 relative to the NRA in M2, was observed for the populations P3 and P2 respectively; the relative NRA enhancement in the population P1 was however less (23%). These results determined the choice of the alkaline medium M1 for the experiment. Under the original waters conditions (under which each population grows, table I), the population P3 has a significantly higher NRA (noted ANR in situ) than the other two populations (FIG. 1). Moreover under these original conditions, the NRA of P3 is higher than that measured in the medium M1, whereas this is not the case for P2 and P1.

## EFFECT OF $NH_4^+$-N CONCENTRATION ON THE NRA OF THE THREE POPULATIONS

Firstly, the levels of the control of the three populations after twelve days (acclimatization and treatment period) are approximately equivalent to those obtained after the acclimatization period (FIG. 1 and TAB. II) except for

Source : MNHN

TABLE II.– Effect of addition of ammonium to solution M1 (high alkalinity) on nitrate reductase activity (nmol $NO_2^-$ $h^{-1}$ $g^{-1}$ FW, mean *of six replicates*) after seven days of treatment. Results of the ANOVA :* *p < 0.001; the Fisher test (F) shows the increased intensity of the effect of ammonium concentration on the different groups.*

*Effet de l'addition de l'ammonium dans le milieu M1 (alcalinité élevée) sur l'activité nitrate réductase (nmol $NO_2^-$ $h^{-1}$ $g^{-1}$ poids frais, moyenne de six replicats) après 7 jours de traitement. Résultats de l'ANOVA. *: p < 0.001: le F (test de Fisher) montre l'intensité de l'effet de la concentration pour chaque groupe.*

| Population | N-$NH_4^+$ (mg $l^{-1}$) | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | 0 | 0,1 | 0,5 | 1 | 2,5 | F |
| P1 | 8,2 | 8,8 | 14 | 2,8 | 1,8 | 3.7* |
| P2 | 39,7 | 25,2 | 46 | 12,2 | 1,3 | 6.9* |
| P3 | 51,5 | 35,8 | 46,7 | 11,2 | 5,3 | 16.6* |

population P1, which shows a decrease of its NRA (31 to 12 nmol $NO_2$- $h^{-1}$ $g^{-1}$ FW). Secondly, the three populations respond similarly to ammonium addition which inhibits the NRA but not to the same extent. The effect of ammonium is significantly more marked on the populations P2 and P3 which grow in weakly alkaline waters (TAB. II). Thus plants of these two populations grown in nutrient solutions containing 0.1 mg $l^{-1}$ ammonium nitrogen have an average NRA one third less than that of plants grown in standard solutions (without ammonium) while no inhibition was observed for the population P1 (TAB. II). Maximum NR activity was observed at 0.5mg. $l^{-1}$ N-$NH_4^+$ for the two populations P1 and P2. Then at the two higher concentrations activity is markedly inhibited in all three populations (TAB. II). Expressed as a percentage of the standard, the decrease in their activities was more than 70% for the weakly alkaline populations (P2 and P3) and around 40% for population P1. At the highest concentration used, the NR activity was similar for the populations P1 and P2. However the activity of the population P1 still corresponded to 20% of the control activity, whereas those of the other two populations, P2 and P3, were only 3 and 10% respectively. It should be noted that the NRA of P1 is around 6 times lower than that of P3 at the end of experiment in the control and only 3 times lower at the highest concentration of ammonium

## DISCUSSION

There is a marked difference in levels of activity between the populations of weakly buffered waters and populations which grow in hard waters. *E. canadensis,* like many other aquatic macrophytes, is able to use bicarbonate at low $CO_2$ (PRINS & ELZENGA, 1989, SAND-JENSEN 1989, MADSEN & SAND-JENSEN, 1994).. This physiological feature optimizes carbon supply and stimulates photosynthesis. Firstly, the physiological electron donor for the major form of nitrate reductase in photosynthetic cells is NADH produced in the cytosol. Secondly, stimulation of photosynthesis can potentiate the NRA, these two phenomena being indirectly linked through the NADH provided in particular by photosynthesis (NADPH-NADH pathway between cytoplasm and choroplast) but also by glycolysis (*via* the glyceraldehyde-phosphate triose-phosphate pathway in the cytoplasm) (SAWHNEY *et al.*, 1978). The populations growing in weakly buffered waters benefit from a high supply of bicarbonate (M1 being rich in bicarbonate), whereas the alkaline population (P1) shows only a slight increase in its NRA. Furthermore the P3 population may have developed regulatory mechanisms which allow it to optimise the use of nitrate for its nutrition, and this probably explains the high level of NRA measured under the original conditions.

Ammonia or a product of ammonia metabolism, was considered to act as a repressor and nitrate as an inducer of nitrate reductase (NR) synthesis. The case is somewhat more complex in higher plants owing to the presence of storage vacuoles in which nitrate is accumulated, but enzyme synthesis (NR protein generally appears more rapidly than NRA) occurs at approximately equal rates in the presence of nitrate alone or of equimolar concentrations of ammonia and nitrate, which suggests a true induction by nitrate in higher plants (OAKS *et al.*, 1988; ZEILER & SOLOMONSON, 1989). The bulk of NRA in photosynthetic tissue appears to be under metabolic control, i.e. induced by nitrate or absence of ammonia and repressed by ammonia or ammonia metabolites (SOLOMONSON & BARBER, 1990).

The marked lowering of NRA in the populations from weakly buffered waters suggests a larger sensitivity of these populations, when ammonium is present in large amounts, especially P2 which shows only 3% of residual activity at the highest concentration compared with the optimal NR activity. This sensitivity could be related to the negative effect of ammonium which is probably enhanced in an alkaline medium. In fact, the toxic fraction of ammonia (soluble $NH_3$) increases with the increase of pH of the nutrient solution (DEJOURS *et al.*, 1989). However, it is not clear why optimal NR activity is measured at the concentration 0.5 mg $l^{-1}$ N-$NH_4^{-1}$. We recently demonstrated that the presence of ammonium first lowered the absorption and accumulation of nitrate in an *E. canadensis* culture (ROLLAND & TRÉMOLIÈRES, 1995), then nitrate reduction as well. Ammonium also has a negative impact on the photosynthetic activity of *E. canadensis* cultures, as shown by DENDENE *et al.* (1993). Lillo has postulated that a transient lack of NADH as a result of decreased illumination can convert nitrate reductase into the less active form *in situ* (LILLO, 1994).

Source : MNHN

The ammonium ion could exert its action by decreasing the reducing power in the cell (NADH) via the inhibition of photosynthesis, NADH being less available for the reduction of nitrate. On the other hand the high level of nitrate stimulates the NRA of *Elodea canadensis*. OAKS *et al.* (1988) showed that the induction of inactive nitrate reductase protein in corn occurs in response to light in the presence of low levels of nitrate, while full expression of the enzyme requires higher levels of nitrate. The relatively low inhibition of P1 activity could be related to a lower inducibility of the NRA depending on the environmental original conditions (alkalinity and nitrate concentrations): the nitrate concentrations of the waters in which P1 grows are near to that of the experimental medium (M1). Moreover the activity of the control decreases by 2/3 between the beginning and the end of experiment. P3 has a higher activity than P1 and P2 due to high concentrations of nitrate in the original waters; in contrast the activity of P2 is less induced than that of P3 because of low nitrate concentrations in the original water. Moreover alkalinity could lead to an enhanced negative effect of ammonium on this population (3% residual NRA compared with the control at the highest concentration as against 10% for P3 and 20% for P1). However on a comparison of the ratio of values for optimal activity and NRA at inhibiting concentrations, P1 behaves very similar to P3, whereas P2 always shows the highest decrease of NRA. The P2 population growing in waters with low nitrate and low alkalinity appears to be the most sensitive of the three populations.

## CONCLUSION

The studies of different populations of one species are usually based on morphological and genetic characteristics. The results presented here establish enzymatic variations (nitrate reductase) in three populations of *Elodea canadensis* under an ammoniacal stress. It is not possible to conclude whether true population or ecotype differences exist that are genetically determined. For a more complete understanding of a population effect, e.g. the type of adaptation -phenotypic or genotypic- or a site effect we encountered, the three populations will need to be grown under identical conditions with sufficient time to eliminate the site effect, to allow new roots to be initiated on the cut shoots and new shoots to form. More research needs to be done for example concerning experiments on ammonia toxicity in the original waters of each population and on the effect of variations in nitrate concentrations. In the long term, modifications of protein patterns could be analysed by using molecular biology procedures.

## REFERENCES


BREMOND, R. & VUICHARD, R., 1973.– *Les paramètres de la qualité de l'eau*. Ministère de la protection de la nature et de l'environnement, 49-68.

CARBIENER, R., TREMOLIERES, M., MERCIER, J.-L. & ORTSCHEIT, A., 1990.– Aquatic macrophyte communities as bioindicators of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream waters (Upper Rhine plain, Alsace). *Vegetatio,* 86: 71-88.

DEJOURS, P., ARMAND, J. & BECKENKAMP, H., 1989.– La toxicité de l'ammoniac est fonction du pH de l'eau, étude chez la salamandre *Pleurodeles waltl. C. R. Acad. Sci. Paris* série III 308: 55-60.

DENDENE, M.A., ROLLAND, T, TREMOLIERES, M. & CARBIENER R., 1993.– Effect of ammonium ions on the photosynthesis of three species of *Elodea*. *Aquat. Bot.*, 46: 301-315.

FOGG, G.E., 1973.– Phosphorus in primary aquatic plants. *Wat. Res.*, 7: 77-91.

GLÄNZER, U., HABER, W. & KOHLER, A., 1977.– Experimentelle Untersuchungen zur Belastbarkeit submerser Fliessgewässer-Makrophyten. *Arch. Hydrobiol.*, 79: 193-232.

HAURY, J. & MULLER, S., 1991.– Variations écologiques et chorologiques de la végétation macrophytique des rivières acides du massif armoricain et des Vosges du Nord (France). *Revue Sci. Eau,* 4: 463-482.

LEE, F.G., 1973.– Role of phosphorus in eutrophication and diffuse source control. *Wat. Res.,* 7: 111-128.

LILLO, C., 1994.– Light regulation of nitrate reductase in green leaves of higher plants. *Physiol. Plant.*, 90: 616-620.

MADSEN, T. V. & SAND-JENSEN, K., 1994.– The interactive effect of light and inorganic carbon on aquatic plant growth. *Plant Cell Envir.,* 17: 955-962.

MULLER, S., 1990.– Une séquence de groupements végétaux bioindicateurs d'eutrophisation croissante des cours d'eau faiblement minéralisés des Basses Vosges gréseuses du Nord. *C. R. Acad. Sci. Paris* série III 310: 509-514.

OAKS, A., POULLE, M., GOODFELLOW, V. J., CLASS, L. A. & DEISING, H., 1988.– The role of nitrate and ammonium ions and light on the induction of nitrate reductase in maize leaves. *Plant Physiol.*, 88: 1067-1072.

PETERSSON, K., 1990.- The spring development of phytoplancton in lake Erken: species composition, biomass, primary production and nutrient conditions. A review. *Hydrobiologia,* 191: 9-14.

PRINS H.B.A. & ELZENGA J.T.M., 1989.- Bicarbonate utilisation: function and mechanism. *Aquat. Bot.*, 34: 59-83.

ROBIN, P. , CONEJERO, G., TRANCHANT, J.P., PASSAMA, L. & SALSAC, L., 1983.- Mesure de la réduction du nitrate dans les feuilles intactes. *Physiol. Vég.* 21 : 123-128.

ROLLAND, T, ROBACH F., TREMOLIERES M., DESTER S., 1996.- L'Activité Nitrate Réductase chez les plantes aquatiques: un outil biologique du suivi de la contamination ammoniacale. *Ecologie* t. 27: 219-222.

ROLLAND, T. & TREMOLIERES, M., 1995.- The role of ammonium in the distribution of two species of *Elodea*. *Acta Bot. Gallica* 142 (6): 733-739.

ROLLAND, T., 1995.- *Approche écophysiologique du rôle de l'azote ammoniacal dans la répartition de deux macrophytes aquatiques,* Elodea canadensis *Michx. et* Elodea nuttallii *St John. Impact sur l'activité nitrate réductase et l'activité photosynthétique*. Thèse de l'Université Louis Pasteur, Strasbourg, 303 p.

SAND-JENSEN, K., 1989.– Environmental variables and their effect


Source : MNHN

on photosynthesis of aquatic plant communities. *Aquat. Bot.*, 34: 5-26.

SAWHNEY, S. K., NAIK, M. S. & NICHOLAS, D. J. D., 1978.– Regulation of NADH supply for nitrate reduction in green plants via photosynthesis and mitochondrial respiration. *Biochem. Biophys. Res. Commum.*, 81: 1209-1216.

SOLOMONSON, L. P. & BARBER, J., 1990.– Assimilatory nitrate reductase: Functionnal properties and regulation. *Ann. Rev. Plant Mol. Biol.*, 41: 225-253.

TOMASSONE, R., DERVIN, C. & MASSON, J.P., 1993.– *Biométrie. modélisation de phénomènes biologiques.* Ed Masson, Masson, Paris, 553 p.

TREMOLIERES M., CARBIENER D., CARBIENER R., EGLIN I., ROBACH F., SANCHEZ-PEREZ, J.M., SCHNITZLER, A. & WEISS, D., 1991.– Zones inondables, végétation et qualité de l'eau en milieu alluvial rhénan: l'île de Rhinau, un site de recherches intégrées. *Bull. Ecol.*, 22: 316-336.

VOLLENWEIDER, R.A., 1971.– *Les bases scientifiques de l'eutrophisation des lacs et eaux courantes sous l'aspect particulier du phosphore et de l'azote comme facteurs d'eutrophisation.* Direction de l'Environnement, OCDE, 182 P. + 61 p.

WIEGLEB, G., 1984.– A study of habitat conditions of the macrophytic vegetation in selected river systems in Western Lower Saxony (Federal Republic of Germany). *Aquat. Bot.*, 18: 313-352.

ZEILER, K. G. & SOLOMONSON, L. P., 1989.– Regulation of *Chlorella* nitrate reductase: control of enzyme activity and immunoreactive protein levels by ammonia. *Arch. Biochem. Biophys.*, 269: 46-54.

## VERSION FRANÇAISE ABRÉGÉE

Les conditions trophiques des eaux relatives au phosphore et à l'azote jouent un rôle important dans le développement et la répartition des macrophytes aquatiques. En particulier l'azote ammoniacal s'est révélé être un inhibiteur du développement de certaines espèces poussant dans des eaux de pH alcalin, comme le potamot coloré (*Potamogeton coloratus*) ou des macroalgues de la famille des characées comme *Chara hispida*. On a constaté que dans les conditions expérimentales de laboratoire, l'ammoniaque est un inhibiteur de l'activité photosynthétique et de l'activité nitrate réductase de l'espèce *Elodea canadensis* alors qu'il stimule ces deux activités chez *Elodea nuttallii*. Des populations d'élodée du canada poussant dans des conditions d'alcalinité et de trophie différentes pourraient présenter des réponses de leur ANR différentes en fonction des caractéristiques chimiques des eaux. Nous avons développé une étude expérimentale dans les conditions contrôlées du laboratoire. Trois populations issues de secteurs géographiques différents ont été sélectionnées : la population P1 est issue d'eaux mésotrophes tamponnées dans les pH alcalins, la population P2 pousse dans des eaux mésotrophes faiblement minéralisées et peu tamponnées dans la gamme de pH faiblement acide à neutre, la population P3 provient d'eaux très eutrophes (fortement chargées en ammoniaque et nitrate) et faiblement tamponnées dans les pH basiques.

Les 3 populations ont été mises en culture dans deux milieux différents, l'un (M1) bicarbonaté ($HCO_3^-$ 260mg. $l^{-1}$), l'autre (M2) de faible alcalinité ($HCO_3^-$ 26mg. $l^{-1}$). La mesure de l'ANR a été faite après une période d'acclimatation de 5 jours dans les deux milieux afin de sélectionner le milieu test. Dans le milieu sélectionné (M1), 5 concentrations de $N\text{-}NH_4^+$ ont été utilisées : 0 (témoin) ; 0,1 ; 0,5 ; 1,0 ; 2,5 mg. $l^{-1}$. La durée d'exposition à l'ammonium est de 7 jours. L'activité nitrate réductase *in vivo* est mesurée à la fin des 7 jours de traitement après incubation des tiges feuillées (coupées à 8 cm de l'apex) à l'obscurité sous azote dans un milieu contenant un tampon phosphate 100mM, pH 7,4 et $KNO_3$ 100mM. Les nitrites accumulés sont alors dosés colorimétriquement. Les résultats sont exprimés en nmoles de nitrites par h et par g de matière fraîche. Les valeurs obtenues sont la moyenne de 6 répétitions.

La population P3 a une ANR, mesurée dans son milieu d'origine, nettement supérieure à celle de P1 et P2. Le milieu de culture a une influence sur l'ANR des 3 populations puisque les populations ont une ANR nettement supérieure dans le milieu M1 par rapport à M2. On note également des différences d'augmentation en fonction des populations : la population P3 a une ANR significativement plus élevée que l'ANR des deux autres populations. De plus l'ANR des populations P1 et P2 est significativement plus élevée dans M1 par rapport aux eaux d'origine. Les résultats de la surcharge ammoniacale obtenus dans le milieu M1 retenu montrent que :

1) Pendant les 7 jours de traitement qui suivent les 5 jours d'acclimatation, l' ANR des témoins (absence d'azote ammoniacal dans le milieu) ne varie pas chez P2 et P3, mais diminue de 2/3 chez P1 (TAB. II et FIG. 1).

2) Après 7 jours de surcharge ammoniacale, l'ANR des 3 populations diminue fortement (TAB. II). Cependant les populations P2 et P3 ont une ANR qui diminue d'environ 1/3 par rapport au témoin à la concentration 0,1 mg. $l^{-1}$ en $N\text{-}NH_4^+$ alors qu'aucune inhibition n'est observée pour la population P1. À la concentration la plus élevée en $N\text{-}NH_4^+$ (2,5mg/l), l'ANR des 2 populations P2 et P3 est très faible (3 et 10 % respectivement par rapport au témoin de l'expérience au bout de 7 jours) alors que celle de P1 est évaluée à encore 20 %.

L'élodée du Canada utilise les bicarbonates comme source de carbone. Les différences d'ANR des contrôles observées entre les 3 populations pourraient être le fait d'une stimulation de la photosynthèse et donc de l'ANR en milieu bicarbonaté, ces deux activités étant indirectement liées par l'intermédiaire du NADH fourni lors de la synthèse du NADPH dans le chloroplaste, via la navette NADPH-NADH entre chloroplaste et cytoplasme ou encore par la dégradation, lors de la glycolyse, des sucres produits pendant la photosynthèse. Ainsi les populations P2 et P3 de milieu peu carbonaté bénéficieraient de cet effet, la population P1 poussant dans des eaux bicarbonatées étant adaptée à ces conditions.

Dans cette étude, l'inhibition marquée de l'ANR par une surcharge ammoniacale chez les 2 populations P2 et P3 de milieu peu tamponné peut s'expliquer par une sensibilité plus grande de ces 2 populations par rapport à P1, liée à l'activation de la toxicité de $NH_3$ en milieu alcalin. La population P2 apparaît la plus sensible, or celle-ci pousse dans des eaux de faible alcalinité et de faible concentration en nitrate. La population P1 pourrait avoir développé des mécanismes adaptatifs de résistance à l'intoxication ammoniacale en milieu alcalin ou encore présenter une inductibilité de l'ANR moindre, l'ANR du témoin ayant diminué des 2/3 entre le début et la fin de l'expérience. Ces résultats ne permettent de conclure ni à un effet site ni à un effet population, qui serait à relier au type d'adaptation phénotypique ou génotypique. Il serait intéressant de poursuivre cette recherche par des expérimentations après une période assez longue d'acclimatation pour limiter l'effet site, des tests à la surcharge ammoniacale de chacune des populations dans leur eau d'origine en fonction de différentes concentrations de nitrate afin de mesurer le degré d'inductibilité de l'ANR des différentes populations.

Source : MNHN

*Écologie*, t. 30 (2) 1999 : 125-130

# THE GILLS OF *Hemichromis fasciatus* PETERS, 1858 (*TELEOSTEI, CICHLIDAE*), A BIOTOPE FOR ECTOPARASITES : STRUCTURE, HETEROGENEITY AND GROWTH MODELS

Charles-Félix BILONG BILONG[1], Eve LE POMMELET[2], Patrick SILAN[2]*

[1] *Laboratoire de Biologie Générale, Faculté des Sciences, Université de Yaoundé I, BP. 812 Yaoundé, Cameroun.*
[2] *CNRS (UPR 9060), Station Méditerranéenne de l'Environnement Littoral, Université Montpellier II, 1 Quai de la Daurade, 34200 Sète, France (e-mail : silan@univ-montp2.fr)*

**SUMMARY**
(original scientific paper)

*Fish gills constitute an heterogeneous biotope for many ectoparasite communities. Their modifications during fish maturation are partly at the origin of this heterogeneity. The number of gill filaments and the gill area colonizable by ectoparasites generally increase with the fish age. For Hemichromis fasciatus, an african Cichlidae (Teleostei), this increase of filament number can be fitted by an exponential model, and the colonizable area growth by a polynomial function. These models are compared with those of two temperate teleosts already known.*

**KEY WORDS:** *Hemichromis fasciatus* - Gills - Biotope - Structure - Growth models - Parasite ecology.

**RÉSUMÉ**
(article original)

*LES BRANCHIES D'HEMICHROMIS FASCIATUS PETERS, 1858 (TELEOSTEI, CICHLIDAE), UN BIOTOPE POUR DES ECTOPARASITES : STRUCTURE, HÉTÉROGÉNÉITÉ ET MODELES DE CROISSANCE.*

*Les branchies des poissons constituent un biotope hétérogène pour de nombreuses communautés d'ectoparasites. Leurs modifications au cours de la croissance des poissons sont en partie à l'origine de cette hétérogénéité. Le nombre de filaments branchiaux et la surface branchiale colonisée par les ectoparasites augmentent généralement avec l'âge du poisson. Pour* Hemichromis fasciatus, *un Cichlidae africain (Teleostei), l'augmentation du nombre de filaments peut être décrit par un modèle exponentiel, et la croissance de la surface branchiale colonisable par une fonction polynomiale. Ces modèles sont comparés avec ceux, connus, de deux téléostéens des milieux tempérés.*

**MOTS CLÉS :** *Hemichromis fasciatus* - Branchies - Biotope - Structure - Modèles de croissance - Écologie parasitaire.

## INTRODUCTION

Host-parasite systems allow interesting approaches for studying spatial structures in these animal communities. Any organ of a host, if colonized by several parasites, can constitute a biotope for a parasite community. At the host individual level, this biotope is termed "elementary" (SILAN *et al.,* 1987). The reproductibility of these units allows comparative studies of homologous communities, or guilds if the species are taxonomically and ecologically close. A precise knowledge of this biotope is necessary to study its functional structure. The heterogeneity of the gill biotope has been underlined (SILAN *et al.,* 1987; ROUBAL, 1987; SILAN & LE POMMELET, 1995; CALTRAN & SILAN, 1996). This heterogeneity is associated with external environmental factors (abiotic parameters of the aquatic environment, hydrodynamism...) and on the other, with the structure of host gills: number and shape of gill filaments, colonizable gill area. The amount of available resources and the nature of environmental constraints depend on the size and structure of this biotope.

*Hemichromis fasciatus* PETERS, 1858, an african Cichlidae (Teleostei), is parasitized by eight species of Ancyrocephalidae (Monogenea) (BILONG BILONG & EUZET, 1995). These ectoparasites coexist on gills and share the different resources (food, space...) of this

*Author to whom correspondence should be addressed.

Source : MNHN

biotope. Changes in gill structure in relation with the host maturation are hereby studied. The results are compared with those already obtained by SILAN *et al.* (1987) for *Dicentrarchus labrax* (LINNÉ, 1758) (Moronidae), then CALTRAN & SILAN (1996) for *Liza ramada* (RISSO, 1826) (Mugilidae).

## MATERIAL AND METHODS

99 *Hemichromis fasciatus* were caught in the Yaounde municipal lake (Cameroon) using a fishing-net. After their capture, they were immediately immersed in either a solution of alcohol 70° or formoline 10%, and then stored in the same medium. The standard lengths of fish individuals are between 16 and 155 millimeters.

Gill filaments of each hemibranch of the four unilateral gill arches were counted under a dissecting microscope. Left and right arches were indiscriminately considered because of their symmetry. Arch I is the most anterior and arch IV the most posterior in the head-tail direction.

Colonizable gill area was measured according to SILAN *et al.* (1987), but this biological model requires to consider all hemibranches. Curve fitting using maximum likelihood and computations have been carried out with MLP (ROSS, 1980).

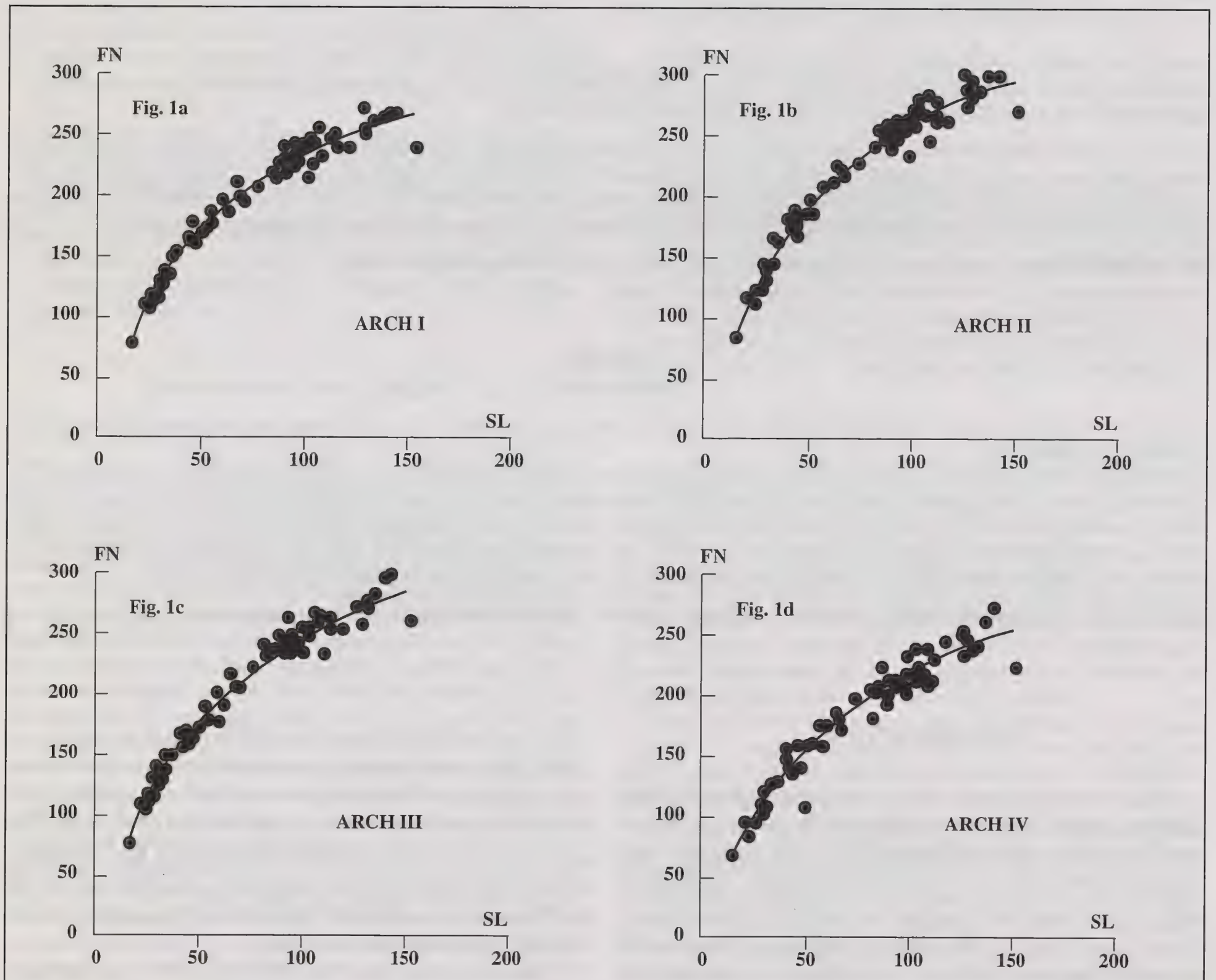


**FIG. 1a to 1d.**– Growth curves of the filament number (FN) for the four arches as a function of the standard length (SL in mm) of *Hemichromis fasciatus*.

*Courbes de croissance du nombre de filaments (FN), pour les quatre arcs branchiaux, en fonction de la longueur standard (SL en mm) de* Hemichromis fasciatus.

Source : MNHN

**TABLE I.**– Growth model equations of the filament number per arch.

| Archs | Equations | S.E $_r$ | S.E $_s$ | S.E $_b$ | S.E $_c$ | S.E $_k$ | S.E $_l$ |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Arch I | $F_N = 343,06 - 177,28e^{-0,03SL} - 165,78e^{-0,05SL}$ | – | – | – | – | – | – |
| Arch II | $F_N = 322,37 - 266,43e^{-0,014SL} - 55,94e^{-0,05SL}$ | $0,7.10^{-2}$ | $0,66.10^{-1}$ | 100,739 | 128,092 | 0,008 | 0,070 |
| Arch III | $F_N = 310,70 - 288,17e^{-0,014SL} - 22,53e^{-0,108SL}$ | $0,2.10^{-2}$ | 0,184 | 13,603 | 23,147 | 0,002 | 0,205 |
| Arch IV | $F_N = 293,24 - 26-3,75e^{0,012SL} - 29,48e^{-0,083SL}$ | $0,4.10^{-2}$ | 0,130 | 17,668 | 37,851 | 0,004 | 0,142 |

y = $F_N$: filament number; x = SL: standard length;

S.E: standard error of equation parameters ($F_N = a + br^{SL} + cs^{SL}$ with $r = \exp(-k)$ and $s = \exp(-l)$;

missing values cannot be estimated using maximum likelihood and MLP

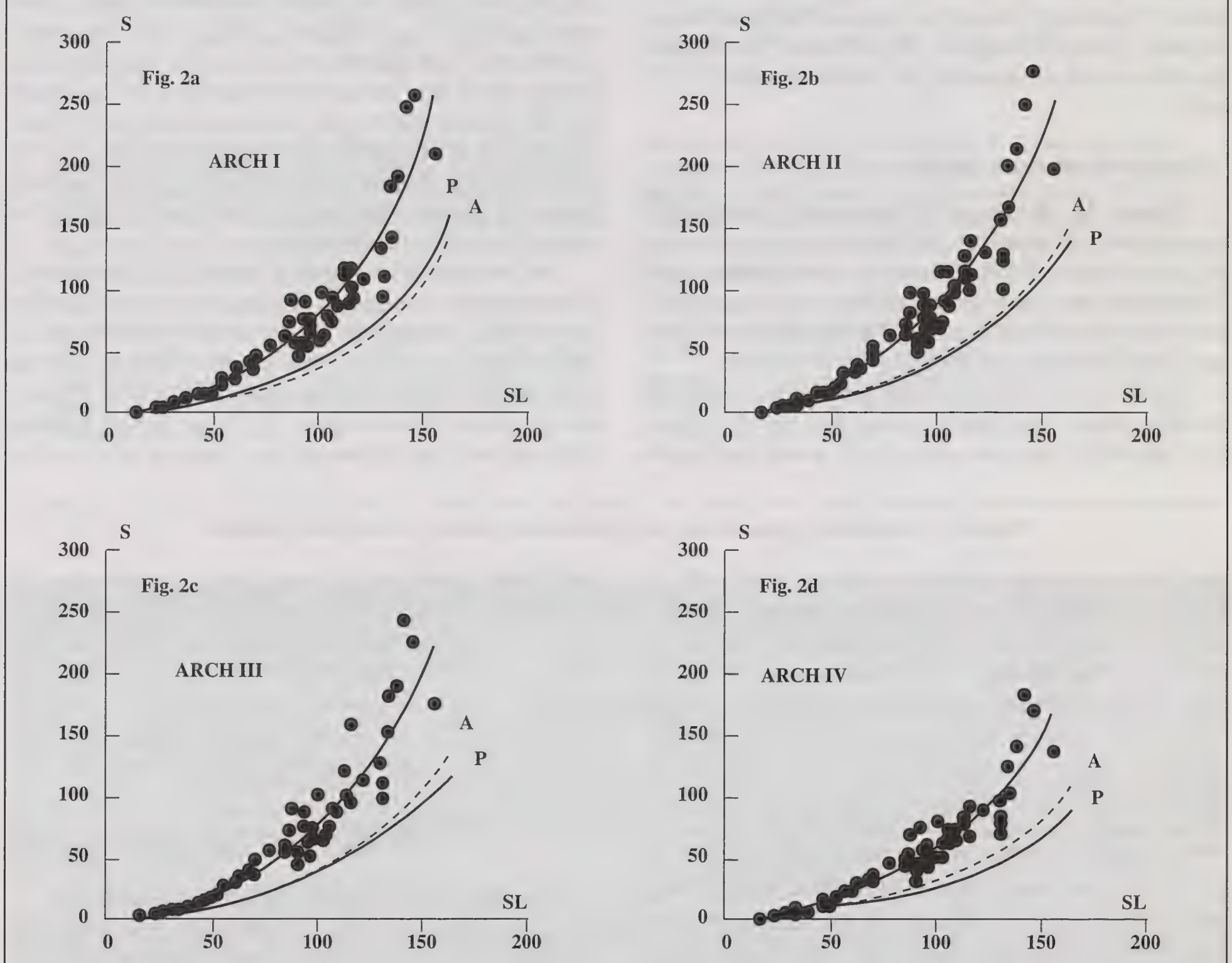


**FIG. 2a to 2d.**– Growth curves of the colonizable gill area (S in mm²), per arch and per hemibranch [(anterior (A) and posterior (P)], as a function of the standard length (SL in mm) of *Hemichromis fasciatus*. Dots: observed values per arch.

*Courbes de croissance de la surface branchiale colonisable (S en mm²), par arc et par hémibranchie [(antérieure (A) et postérieure (P)], en fonction de la longueur standard (SL en mm) de* Hemichromis fasciatus. *Points : valeurs observées par arc.*

Source : MNHN

## RESULTS

### VARIATIONS IN GILL FILAMENT NUMBER

For the four successive and unilateral arches, figures 1a, 1b, 1c and 1d show the filament number variations in terms of the fish standard length. The best fitting function is of the type:

$$y = a + br^X + cs^X \text{ with } r = \exp(-k) \text{ and } s = \exp(-l)$$

For each gill arch, equation, parameters and standard errors associated are presented in Table I.

For all arches, the filament number increased rapidly at the beginning of the fish growth and tended to plateau. Its variability was slightly greater when the host length increased. Whatever the fish size, the filament number of arch IV was always lower than those of the other arches. Beyond a standard length of 30 millimeters, the filament number per arch decreased in the following order: II, III, I and IV.

### VARIATIONS OF GILL AREAS

Figures 2a, 2b, 2c and 2d represent the colonizable area variation of each arch and its hemibranches [anterior (A) and posterior (P)] in terms of the fish standard length. The surface area growth can be fitted adequately by a polynomial function of degree 4. The related equations per arch and per hemibranch are presented in Table II.

For all arches, the colonizable gill area increased with the fish length. This growth intensified with increasing age. The arch IV area was distinctively lower than the others. The colonizable surface area per arch decreased in the following order: II, I, III and IV. Except for arch I, the surface area of anterior hemibranches were generally greater than those of the corresponding posterior hemibranches.

### COMPARATIVE APPROACH OF GILL GROWTH MODELS BETWEEN HEMICHROMIS FASCIATUS, *DICENTRARCHUS LABRAX* AND *LIZA RAMADA*

SILAN *et al.* (1987), then CALTRAN & SILAN (1996) have studied the gills of *Dicentrarchus labrax* and *Liza ramada* with the same modelling approach.

For the three host species, figure 3 shows the total number of filaments in the four successive and unilateral arches, in terms of the fish length. With the order of magnitude apart, growth models are similar. Although the lengths are different, the oldest *Hemichromis* have a filament number close to those of mature *Dicentrarchus* (> 300 mm). This number remains smaller for adult *Liza*. Though these data are not presented here, we can recall that the filament number per arch decreases in the following order: I, II, III and IV for *D. labrax*, and II, III, I, IV for *L. ramada*. Basing on this criterion, *H. fasciatus* is close to *L. ramada*. For the three host species, arch IV is always the smallest of the series.

For the three fishes, figure 4 displays the growth models of the total colonizable gill area in terms of the fish length. Once more, polynomial models are close. It is interesting to note that a 150-millimeter *Hemichromis* has a colonizable surface area equivalent to that of a 300-millimeter *Liza* or *Dicentrarchus*. It is quite logical between *Hemichromis* and *Dicentrarchus*, because of a similar

TABLE II.– Growth model equations of the colonizable surface area per arch and per hemibranch.

| Archs | Equations | S.E a | S.E b | S.E c | S.E d | S.E c |
|---|---|---|---|---|---|---|
| Arch I | $S = -4{,}58SL + 0{,}30SL^2 - 3{,}14.\,10^{-3}\,SL^4 + 1{,}32.10^{-5}\,SL^4$ | – | 0,19 | $6{,}98.10^{-3}$ | $0{,}17.10^{-3}$ | $0{,}1.10^{-4}$ |
| AH | $S = -1{,}84.10^{-4} - 2{,}29\,SL + 0{,}148SL^2 - 1{,}54.10^{-3}\,SL^3 + 6{,}49.10^{-6}SL^4$ | 0,09 | $0{,}32.10^{-3}$ | $0{,}8.10^{-4}$ | – | – |
| PH | $S = 2{,}86.10^{-4} - 2{,}29SL + 0{,}157SL^2 - 1{,}599.10^{-3}\,SL^3 + 6{,}72.10^{-6}SL^4$ | 0,106 | $0{,}38.10^{-2}$ | $0{,}9.\,10^{4}$ | – | – |
| Arch II | $S = -1{,}30SL + 0{,}15SL^2 - 1{,}03.10^{-3}\,SL^3 + 4{,}99.10^{-6}\,SL^4$ | – | 0,21 | $7{,}63.10^{-3}$ | $0{,}19.10^{-3}$ | $0{,}1.\,10^{-4}$ |
| AH | $S = 3{,}32.10^{-4} - 0{,}815SL + 8{,}31.10^{-2}SL^2 - 6{,}087.10^{-4}SL^3 + 2{,}92.10^{-6}\,SL^4$ | 0,111 | $0{,}39.10^{-2}$ | $0{,}10.10^{-3}$ | – | – |
| PH | $S = 1{,}29.10^{-3} - 0{,}49SL + 6{,}84.10^{-2}SL^2, -4{,}165.10^{-4}\,SL^3 + 2{,}06.10^{-6},SL^4$ | 0,104 | $0{,}37.10^{-2}$ | $0{,}9.10^{-4}$ | – | – |
| Arch III | $S = -0{,}33SL + 0{,}09SL^2 - 3{,}26.10^{-4}\,SL^3 + 2{,}25.10^{-6}\,SL^4$ | – | 0,20 | $7{,}21.10^{-3}$ | $0{,}18.10^{-3}$ | $0{,}1.10^{-4}$ |
| AH | $S = -1{,}58.10^{-3} - 0{,}54SL + 6{,}26.10^{-2}\,SL^2 - 3{,}9.10^{-4}\,SL^3 + 2{,}095.10^{-6}SL^4$ | 0,102 | $0{,}36.10^{-2}$ | $0{,}9.10^{-4}$ | – | – |
| PH | $S = 4.11.10^{-3} + 0{,}21SL + 2{,}74.10^{-2}\,SL^2 + 6{,}35.10^{-5}SL^3 + 1{,}58.10^{-7}\,SL^4$ | 0,102 | $0{,}36.10^{-2}$ | $0{,}9.10^{-4}$ | – | – |
| Arch IV | $S = -2{,}34SL + 0{,}17SL^2 - 1{,}44.10^{-3}\,SL^3 + 5{,}87.10^{-6}\,SL^4$ | | $1{,}44.10^{-3}$ | $5.10^{-3}$ | $0{,}13.10^{-3}$ | – |
| AH | $S = -2{,}05.10^{-3} - 1{,}325SL + 9{,}32.10^{-2}\,SL^2 - 8{,}24.10^{-4}SL^3 + 3{,}39.10^{-6}\,SL^4$ | 0,079 | $028.10^{-2}$ | $0{,}7.10^{-4}$ | – | – |
| PH | $S = 1{,}82.10^{-3} - 1{,}012SL + 7{,}31.10^{-2}\,SL - 6{,}11.10^{-4}SL^3 + 2{,}47.10^{-6}SL^4$ | 0,067 | $0{,}24.10^{-2}$ | $0{,}6.10^{-4}$ | – | – |

S: colonizable surface area; SL: standard length; AH: anterior hemibranch; PH: posterior hemibranch
S.E: standard error of equation parameters ($S = a + bSL + cSL^2 + dSL^3 + eSL^4$);
missing values cannot be estimated using maximum likelihood and MLP

Source : MNHN

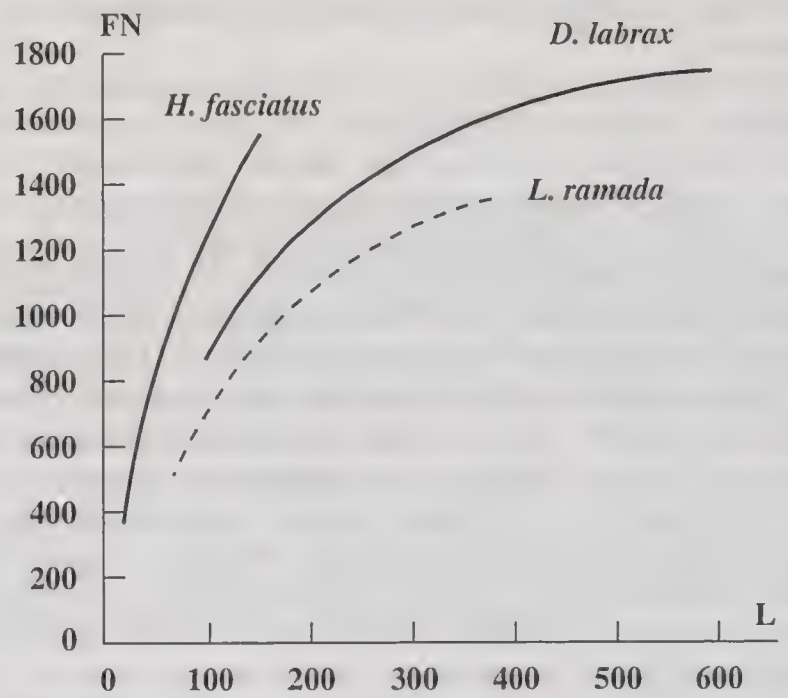


FIG. 3.– Growth curves, for three teleost species, of the total filament number (FN)(four unilateral arches) as a function of their length (in mm)(standard length (SL) for *Hemichromis fasciatus*; fork length (FL) for *Liza ramada* (adapted from CALTRAN & SILAN, 1996) and *Dicentrarchus labrax* (adapted from SILAN *et al.*, 1987).

*Courbes de croissance, pour trois espèces de téléostéens, du nombre total de filaments (FN) (quatre arcs unilatéraux) en fonction de leur longueur (en mm) (longueur standard (SL) pour* Hemichromis fasciatus*; longueur furcale (FL) pour* Liza ramada *(d'après CALTRAN & SILAN, 1996) et Dicentrarchus labrax (d'après SILAN* et al.*, 1987).*

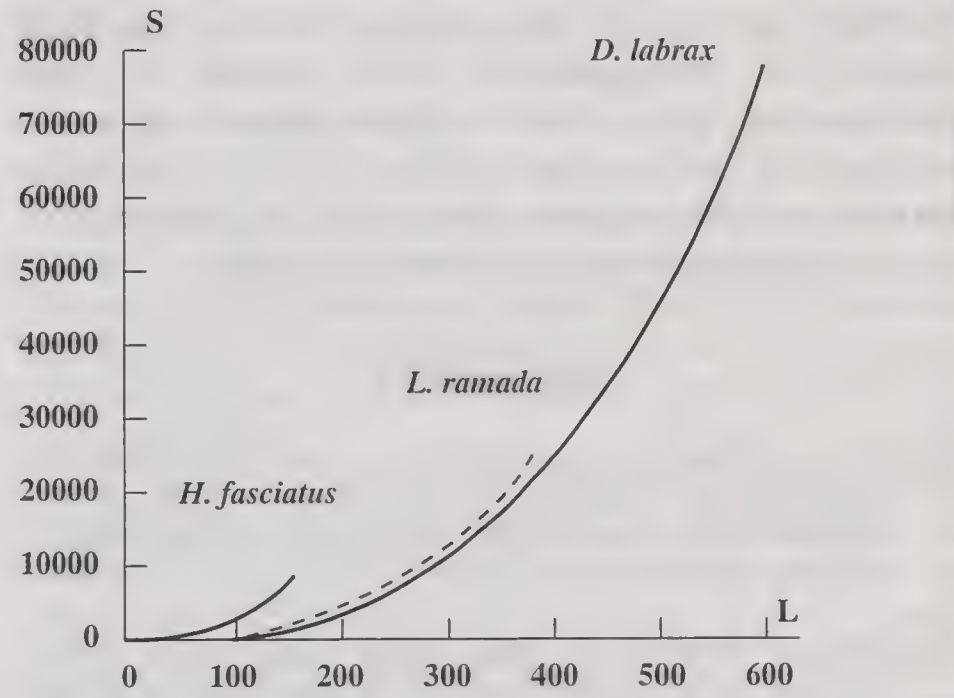


FIG 4.– Growth curves, for three teleost species, of the total colonizable gill area (S in mm²) (four unilateral arches) as a function of their length (in mm)(standard length (SL) for *Hemichromis fasciatus*; fork length (FL) for *Liza ramada* (adapted from CALTRAN & SILAN, 1996) and *Dicentrarchus labrax* (adapted from SILAN *et al.*, 1987).

*Courbes de croissance, pour trois espèces de téléostéens, de la surface branchiale colonisable totale (S en mm²) (quatre arcs unilatéraux) en fonction de leur longueur (en mm) (longueur standard (SL) pour* Hemichromis fasciatus*; longueur furcale (FL) pour* Liza ramada *(d'après CALTRAN & SILAN, 1996) et* Dicentrarchus labrax *(d'après SILAN* et al.*, 1987).*

number of filaments for these lengths. On the other hand, *Liza* has a surface area comparable to that of *Dicentrarchus*, although its filament number is smaller than that of the sea bass for the same length. This is due to the heterogeneity of shape and length between filaments for *Liza*, and to a more pronounced increase of their depth with host age (CALTRAN & SILAN, 1996).

## DISCUSSION & CONCLUSION

For *Hemichromis fasciatus,* as for some other teleosts (SILAN *et al.*, 1987; ROUBAL, 1987; CALTRAN & SILAN, 1996), the gill filament number increases with fish maturation but tends to stabilize. On the other hand, the gill area potentially colonized by ectoparasites is subject to a continuous growth without detectable limit. Results are similar for the four host species studied by the above authors regarding these points, whatever the method chosen for the estimation of the surface area.

The gill arches are not strictly equivalent in the same fish individual. The structure of these arches changes with host age in the same fish species. Whatever the species considered, the anterior arches are generally greater than the posterior. Only decreasing order between the three first arches is subject to variations, the fourth remaining smaller.

The fish gills are a potential biotope and a changing environment for numerous ectoparasites. They are subject to structure modifications having serious outcomes pointed out by SILAN *et al.* (1987), SILAN & LE POMMELET (1995), then CALTRAN *et al.* (1995a et b) in ectoparasite ecology. The gill filaments are elementary areas in which ectoparasites (Monogenea, Copepoda...) can directly settle, then their number and their distribution amongst arches are important. The local or total colonizable gill areas are not equivalent between fish species: slightly more than 100 cm² for the four arches of the largest *Hemichromis*, but 250 cm² for the largest *Liza* and about 800 cm² for the largest *Dicentrarchus* studied. These facts cannot be ignored when

Source : MNHN

studying spatial organisation of parasite communities. These differences are all the more important since host species do not have the same parasitic richness and specific diversity. For example *Hemichromis fasciatus* has eight species of monogeneans, *Liza ramada* six and *Dicentrarchus labrax* three. All these elements taken into account will cast new light on the study of relationships between available resources (food, space...), their variability, and structures of these parasite communities.

## REFERENCES


BILONG BILONG, C.F. & EUZET, L., 1995.– *Onchobdella bopeleti* n.sp. (Monogenea, Ancyrocephalidae) parasite branchial de *Hemichromis fasciatus* Peters, 1857 (Cichlidae). *J. Afr. Zool.* 109: 253-258.

CALTRAN, H. & SILAN, P., 1996.– Gill filaments of *Liza ramada,* a biotope for ectoparasites: surface area acquisition using image analysis and growth models. *J. Fish Biol.,* 49, 1267-1279.

CALTRAN, H., SILAN, P. & ROUX, M., 1995a.– *Ligophorus imitans* (Monogenea) ectoparasite de *Liza ramada* (Teleostei). I. Populations naturelles et variabilité morphologique. *Ecologie* 26 (2): 95-104.

CALTRAN, H., SILAN, P. & ROUX, M., 1995b.– *Ligophorus imitans* (Monogenea) ectoparasite de *Liza ramada* (Teleostei). II Variabilité morphologique et contraintes environnementales. *Ecologie* 26 (2): 105-113.

ROSS, G. J. S., 1980.– *Maximum Likelihood Program.* The statistics Departement. Lawes Agricultural Trust. Rothamsted Experimental Station Ed.

ROUBAL, F. R., 1987.– Gill surface area and its components in the yellowfin bream, *Acanthopagrus australis* (Günther) (Pisces: Sparidae). *Aust. J. Zool.* 35: 25-64.

SILAN, P., EUZET, L., MAILLARD, C. & CABRAL, P., 1987.– Le biotope des ectoparasites branchiaux de poissons: facteurs de variations dans le modèle Bar - Monogènes. *Bull. Ecol.* 18 (4): 383-391.

SILAN, P. & LE POMMELET, E. 1995.– Le biotope des ectoparasites branchiaux: définition de l'espace colonisé et des unités d'échantillonnage. *Ecologie* 26(1): 7-14.


## VERSION FRANCAISE ABRÉGÉE


Les systèmes Hôtes-Parasites permettent diverses approches de l'étude des structures spatiales et de leurs variations dans ces communautés.

Tout organe d'un hôte, s'il est colonisé par plusieurs espèces parasites, constitue un biotope pour cette communauté. À l'échelle de l'individu-hôte, ce biotope est qualifié "d'élémentaire" (SILAN *et al.,* 1987). La reproductibilité de ces unités élémentaires permet l'analyse comparative de communautés homologues, ou de guildes homologues si les espèces concernées sont taxinomiquement et écologiquement proches. Une connaissance précise de ces biotopes est donc nécessaire dans le cadre d'une approche fonctionnelle.

L'hétérogénéité du biotope branchial des poissons a été soulignée (SILAN *et al.,* 1987; ROUBAL 1987; SILAN & LE POMMELET, 1995; CALTRAN & SILAN, 1996). Cette hétérogénéité est associée à la structure des branchies de l'hôte (nombre et forme des filaments branchiaux, surface branchiale colonisable), laquelle varie dans l'espace et dans le temps. Dans l'espace, car un tel organe n'est pas homogène à l'échelle de l'individu-hôte. Dans le temps, parce que des modifications de diverses natures interviennent au cours de la croissance des hôtes; le nombre de filaments et leur surface colonisable par les parasites augmentent, par exemple, avec l'âge du poisson, sans que les relations de densité ou d'intensité-dépendance qui en découlent soient simples.

Les contraintes environnementales que subissent les parasites (facteurs environnementaux externes, hydrodynamisme...), ainsi que la quantité de ressources disponibles, vont ainsi dépendre de cette variabilité de structure.

*Hemichromis fasciatus* Peters, 1858, un Cichlidae africain (Teleostei), est parasité par huit espèces d'Ancyrocephalidae (Monogenea) (BILONG BILONG & EUZET, 1995). Ces ectoparasites coexistent sur ses branchies et se partagent les différentes ressources (espace, nourriture...) de ce biotope. Les changements dans la structure des branchies ont été étudiés au cours de la maturation de l'hôte. L'augmentation du nombre de filaments peut ainsi être décrit par un modèle exponentiel, et la croissance de la surface branchiale colonisable par une fonction polynomiale. Ces modèles sont comparés avec ceux de deux téléostéens des milieux tempérés : *Dicentrarchus labrax* (LINNÉ, 1758) (Moronidae), étudié par SILAN *et al.* (1987), et *Liza ramada* (RISSO, 1826) (Mugilidae), analysé par Caltran & Silan (1996). Les conséquences écologiques des diverses variations de structure sont introduites.


Source : MNHN

# RÉSUMÉS DE THÈSES

**Pascal SAFFACHE .– *Le littoral martiniquais : milieux, dynamiques et gestion des risques.* Thèse de Doctorat de géographie (spécialités : géomorphologie littorale, environnement) présentée à lUniversité des Antilles et de la Guyane, Département de Géographie, BP 7207, 97275 Schœlcher cedex, Martinique (FWI), soutenue le 7 décembre 1998. Jury : F. HINSCHBERGER (Pr. Emérite - Caen), Président; Maurice BURAC (Pr. - UAG), Rapporteur ; F. PAGNEY (MCF, HDR - UAG), J.-M. FROIDEFOND, (CR1-CNRS), Ch. HARTMANN (CR1 - IRD), Examinateurs.**

## Introduction

En France métropolitaine, plusieurs centaines d'hectares de rivage disparaissent chaque année. En Martinique, la situation est tout aussi préoccupante car certaines portions côtières reculent au rythme de 1,5 m / an ; parallèlement, d'autres régions subissent un important engraissement. Il faut donc appréhender les mécanismes qui conditionnent ces évolutions.

## L'érosion du littoral nord-ouest

En dépit de son caractère accore, la frange sous-marine nord-ouest est particulièrement tourmentée car elle prolonge les planèzes des massifs émergés. Ainsi, des canyons et des crêtes sous-marines, perpendiculaires au rivage, canalisent l'essentiel des sédiments volcanoclastiques vers les grands fonds ou les empêchent de se déplacer parallèlement au rivage. Cette déperdition sédimentaire entraîne un amenuisement de la couverture des plages. Cet amenuisement est d'autant plus important qu'il est accentué par certaines caractéristiques hydrodynamiques.

Les houles qui affectent le littoral nord-ouest sont très érosives car n'étant pas diffractées par des récifs, elles conservent l'essentiel de leur énergie. En outre, frappant la côte de façon perpendiculaire, cela accroît leur pouvoir érosif.

Quand les houles attaquent des formations géologiques massives et indurées (andésites ou brèches) l'érosion est peu marquée. Quand elles attaquent des formations peu cohérentes et de faible densité (nuées ardentes, ponces, dépôts alluviaux, etc.) l'érosion est plus prononcée. Les nuées, les ponces et les dépôts alluviaux s'étendant sur un linéaire de plus de six kilomètres, l'érosion du littoral nord-ouest est très importante. La pétrographie joue donc un rôle déterminant dans l'intensité du recul de la côte.

Sachant que le niveau des mers tropicales s'est relevé de 15 à 20 cm ces cent dernières années (Paskoff, 1993), cela a influencé l'évolution du littoral nord-ouest. En effet, dès que se produit une transgression marine, les houles déferlent plus près de la ligne de rivage ; elles libèrent ainsi leur énergie plus haut sur l'estran, ce qui modifie les profils hydro-sédimentaires. Ces mécanismes érosifs ont aussi été renforcés par les manifestations volcano-isostasiques décrites par Pons (1978), Froidefond (1983), Battistini & Hinschberger (1989).

Au cours des perturbations atmosphériques (tempêtes tropicales, ouragans), l'érosion côtière est très rapide. A titre d'exemple, lors du passage du cyclone DOG (1951), les plages de l'anse Belleville ont reculé de plus de 4 m en 24 h, alors que traditionnellement cette région recule au rythme moyen de 1,5 m chaque année.

L'érosion du littoral nord-ouest résulte de l'interaction de trois groupes de paramètres physiques : les manifestations eustatiques et volcano-isostasiques dont les conséquences ne sont visibles qu'à long terme ; les mécanismes bathymétriques, hydrodynamiques et pétrographiques, aux influences quotidiennes ; enfin, l'action des phénomènes paroxysmiques (tempêtes, ouragans, etc.) qui ne fait qu'exacerber l'influence des précédents mécanismes. Le littoral nord-ouest est donc le siège d'une érosion physique multiforme.

Ces phénomènes physiques sont renforcés par des manifestations anthropiques. En effet, en prélevant, chaque année, 250000 tonnes de sédiments (sable et graviers) dans les rivières du nord-ouest de l'île, les carriers accentuent les mécanismes érosifs car l'approvisionnement et la recharge des plages ne sont plus assurés. L'érosion du littoral nord-ouest est donc la conséquence d'une conjonction de manifestations physiques et anthropiques.

## L'engraissement du cul-de-sac du Marin (sud de la Martinique)

Bien que l'engraissement de la baie du Marin (15 m de large en moyenne sur 6 km de long environ) résulte de l'érodibilité des bassins-versants qui l'encadrent, cela est difficile à démontrer car ces derniers sont bien végétalisés. Ils sont, en effet, recouverts de formations xérophytiques décidues et xéro-mésophytiques semi-décidues (Portecop, 1979) qui protègent convenablement le sol.

Si les surfaces naturelles (17 $km^2$) et pâturées (3 $km^2$) semblent peu érodibles, il n'en est pas de même des surfaces cultivées (2 $km^2$). En effet, après les récoltes, ces dernières n'étant plus préservées de l'énergie cinétique des pluies par un couvert végétal, elles libèrent d'importantes quantités de particules terrigènes qui sont emportées, sous l'effet du ruissellement, jusqu'à la baie du Marin. Ces manifestations érosives sont d'autant plus importantes qu'elles se développent sur des vertisols. Il s'agit de sols argileux renfermant des particules, de très petites tailles (smectites), très sensibles à l'impact des gouttes de pluie.

Pour quantifier l'érodibilité des bassins-versants, des mesures de simulation de pluie ont été réalisées. Au cours des pluies de récurrence annuelle (55 $mm.h^{-1}$), la perte en terre d'un sol sous forêt est quasiment nulle, elle est de 28 kg par ha-1.$h^{-1}$ pour un pâturage et de 5,5 tonnes.ha-1.$h^{-1}$ sous culture maraîchère. Pour une pluie de récurrence centennale (150 $mm.h^{-1}$), la perte en terre est plus élevée. Elle est de 180 $kg.ha^{-1}.h^{-1}$ pour la forêt, de 760 $kg.ha^{-1}.h^{-1}$ pour les pâturages et de 22 $tonnes.ha^{-1}.h^{-1}$ sous culture maraîchère.

Source : MNHN

En se basant sur une valeur moyenne d'intensité de pluie de 20 $mm.h^{-1}$ pour une durée moyenne annuelle de 200 heures, les résultats sont les suivants : sous forêt, la perte en terre est quasiment nulle (15 $kg.ha^{-1}$), sous pâturage, elle est de l'ordre de 160 kg.ha-1, sous maraîchage, elle est d'environ 260 $tonnes.ha^{-1}$.

En rapportant ces mesures aux surfaces concernées, cela représente une perte sédimentaire moyenne annuelle de 25 tonnes pour les surfaces naturelles, de 48 tonnes pour les surfaces pâturées et de 52000 tonnes pour les surfaces maraîchères. Ainsi, ce sont plusieurs dizaines de milliers de tonnes de sédiments qui aboutissent, chaque année, dans la baie du Marin.

Ces particules s'accumulent d'autant plus facilement sur la côte qu'elles sont freinées et ancrées dans la boue déjà déposée par les racines des plantes halophiles, qui colonisent le rivage. En outre, les courants ne sont jamais assez puissants ou convenablement orientés pour évacuer ou redistribuer les sédiments. L'engraissement du cul-de-sac du Marin résulte principalement de l'importante érodibilité des surfaces vertiques cultivées.

### Conclusion

Conclure cette étude revient à réaffirmer l'impérieuse nécessité d'aménager durablement le littoral.

Source : MNHN

# ANALYSES D'OUVRAGES

**H.-J. SCHELLNHUBER & V. WENZEL, Editors.–** ***Earth System Analysis : Integrating Science for Sustainability*****. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 1998. xxix+530 pages. ISBN 3-540-58017-4 (relié), prix : DM 128, £ 49, FF 483.**

Ce livre est le résultat d'un Colloque international sur "*L'analyse du système Terre*" qui a eu lieu en 1994 à Potsdam (Allemagne). Il est constitué par quatre parties. La première concerne le concept : "analyse du système Terre" introduite par SCHELLNHUBER avec un "discours sur les possibilités du défi", l'analyse méthodologique (géo-cybernétique) de la coévolution de la nature et l'humanité. L'analyse du système Terre étant "la recherche scientifique de comment l'infiniment interactif complexe écosphère-anthroposphère répond comme un tout aux perturbations majeures et comment ces réactions doivent être favorablement influencées par une gestion globale " judicieuse ". Ce système complexe n'est autre que la Biosphère de VERNADSKY ou le superorganisme Gaia de LOVELOCK, et sa dynamique le résultat des interactions définies par le système des deux équations différentielles concernant le macro-comportement de respectivement l'écosphère et l'anthroposphère. Ce macro-comportement synthétise l'ensemble des comportements des composants des deux systèmes. En plus, dans ce chapitre, l'auteur justifie l'intérêt de ce nouveau concept par la présentation et l'analyse détaillée d'une série de modèles mathématiques, dont ceux des sytèmes flous, cités en exemple, et en rapport avec les problèmes du développement durable. Trois séries de Commentaires finissent la partie : a) Sur le facteur humain, le dilemme social et les stratégies contingentes (NIJKAMP); b) Sur le cours des changements climatiques (Golitsyn); et, c) Sur le développement durable (WENZEL).

La deuxième partie traite des "Dimensions naturelles". Dans le Chapitre I, "Écologie et le système Terre", Prentice analyse les effets potentiels des changements de climat sur la biosphère, mettant l'accent sur les écosystèmes naturels et semi-naturels et les modèles correspondant. Ceci est suivi de deux commentaires sur les problèmes de modélisation (KOHLMAIER, LUTERBACHER & WIEGANDT). Les Chapitres II et III traitent des effets des changements climatiques sur les ago-systèmes : "Changements climatiques et utilisation du sol : analyse globale et régionale" (Parry et al.) avec un commentaire sur le sujet par Claussen ; et "Développement durable dans les paysage agricole" (MÜHLE) avec deux commentaires sur le sujet (BAUER & KIENAST).

Les "Dimensions humaines" est le thème de la troisième partie, dont le Chapitre I fait état de "La modélisation du changement environnemental global : amélioration des composants des dimensions humaines" (JACOBSON). Le Chapitre II est plus un chapitre de politique environnemental, "Émission de certificats de commerce internationaux - Efficience et équité dans les liaisons de la protection environnementale avec le développement économique" (SIMONIS), avec le commentaire complémentaire de Helm. "Les nouveaux modèles de richesse" font le Chapitre III (von WEIZSÄCKER) et le respectif commentaire par Bora. Le Chapitre IV, "Métabolisme urbain et vulnérabilité aux catastrophes à une époque" (MITCHELL), termine cette partie.

L' "Intégration et durabilité" (quatrième partie) approche, est celle de la présentation et de l'évaluation épistémologique de modèles intégrés. Le Chapitre I concerne des modèles en relation avec "l'effet de serre", "Optimisation multi-intervenant des chemins d'émission des gas à effet de serre utilisant des modèles couplés, économiques et de réponse climatique intégrale" (HASSELMANN & HASSELMANN), suivi d'un commentaire sur les modèles, "société et environnement global" (FRÄNZLE). Le Chapitre II expose la question du "Changement global et le développement durable : vers un modèle conceptuel intégré" (Rotmans), chapitre qui est suivi par deux commentaires sur le sujet (*Tilzer & Windhorst*). "D'un Globe imaginaire aux écosystèmes POETiques : modélisation des interactions humaines avec l'environnement" (RCKWELL), POET étant l'acronyme de Population, Organisation, Environnement et Technologie, est le thème du Chapitre III; deux commentaires le suivent (KRUSE-GRAUMANN & MOHR). Le denier chapitre (Chapitre IV) pose la question cruciale " La modélisation globale est-elle possible?" (DÜRR). La réponse est définitivement Non ! si ont veut une quelconque précision; mais, d'un point de vue descriptif, elle permet d'évaluer le comportement des ensembles de facteurs qu'on estime importants. Deux commentaires sur ce sujet (BENGTSSON & EBERWEIN) finissent à la fois le chapitre, la partie et l'ouvrage.

J.-P. CANCELA DA FONSECA

**J.G.BARETTA-BEKKER, E.K. DUURSMA & B.R. KUIPERS (Eds.).–** ***Encyclopedia of Marine Sciences*****. Second, corrected and enlarged Edition with 126 Figures. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 1998: 357 pages.**

Nos collègues hollandais Baretta-Bekker, Duursma et Kuipers nous proposent la seconde édition de leur "*Encyclopedia of Marine Sciences*". Ce terme d'Encyclopédie pourrait paraître bien présomptueux à qui constate le modeste format de ce livre (il tient dans la main !) de "seulement" 357 pages, habitués que nous sommes à de volumineux ouvrages qui maltraitent nos étagères.

En fait, les quelque 1980 "entrées" rédigées par les trois Éditeurs assistés par 55 collaborateurs et les 126 figures suffisent par elles-mêmes à justifier cette ambition. Ces entrées conduisent, aussi souvent que nécessaire à de nouvelles "entrées", et ainsi de

Source : MNHN

suite, tissant de la sorte un véritable réseau, une "toile" pour reprendre un terme à la mode. Le "miracle" apparent tient aux choix de caractères typographiques de taille réduite qui demeurent néanmoins parfaitement lisibles grâce à la qualité de l'impression.

Les définitions ou explications fournies sont extrêmement claires, synthétiques. Je n'ai certes point lu ces 1980 "entrées". Me bornant à celles qui m'apparaissaient de ma compétence, je n'ai rien trouvé à redire. D'éventuels désaccords (par exemple : "zonation" ou "salinity crisis") tiennent davantage à des divergences entre spécialistes qu'à des postulats ou des interprétations erronés de la part des Auteurs. J'ai multiplié les sondages, m'aventurant dans des secteurs qui ne m'étaient point familiers. Je n'ai rien à retrancher à ce que je viens d'écrire.

En bref, cette Encyclopédie devrait être sur toutes les étagères ou plutôt sur le bureau de tous ceux qui font profession ou s'intéressent aux "Sciences Marines", pour ne pas dire de tous les écologistes et enseignants. Ils y trouveront, nécessairement, réponses à maintes questions qu'ils se posent et à maints problèmes auxquels ils se heurtent.

Cette Encyclopédie est en Anglais. Traduite en Français, sous la responsabilité des trois Éditeurs, dont l'un au moins est totalement francophone, elle serait parfaite et conserverait toute son utilité.

G. BELLAN

**M. WELLS.– *Civilization and the Limpet*. Perseus Books, Reading, Massachussets. x-209 p., 1998. Prix : 22$. Traduction française par Alfred Depeyrat, Berniques et civilisation, Editions Le Pommier, (Collection Essai, série " Leçons de choses "), 230 p., 129 F (19,66 E).**

L'auteur, Martin WELLS, du département de zoologie de l'Université de Cambridge, est chercheur en biologie marine. Son ouvrage se compose de vingt-six chapitres qui constituent autant de chroniques un peu analogues à celles que Stephen Jay Gould publie tous les mois dans Natural History Magazine et qu'il rassemble ensuite dans des recueils qui rencontrent toujours un grand succès. Bien qu'il ne fasse pas référence au paléontologue américain, Martin Wells cherche visiblement comme lui à communiquer avec les lecteurs passionnés de biologie sans exclure ceux qui focalisent plutôt leurs intérêts sur les activités de l'homo sapiens.

Si le deuxième chapitre, "La patelle et la civilisation", (pp. 9-17) donne son titre au livre entier, c'est peut-être parce qu'il pousse à l'extrême les deux objectifs de l'auteur. Pour cela, il expose le problème que pose le comportement de la patelle : comment après avoir brouté le tapis d'algues poussant sur le rocher à marée haute, retrouve-t-elle, avant que le rocher ne devienne sec, l'emplacement exact où elle se trouvait ? Orientation aux étoiles, mémorisation et inversion du trajet, repérage chimique, toutes les hypothèses sont envisagées et les tentatives pour les vérifier exposées en détail. En définitive il semble que la réussite de la patelle tienne à la sophistication de son odorat, ou plutôt, précise Wells, de son sens du goût, puisque la sensation se fait par contact. Mais le point le plus important pour l'auteur, n'est pas tant ici le mécanisme qu'elle utilise, que le fait qu'en tant que mollusque elle ne peut pas utiliser un repérage dans l'espace tel que ceux des arthropodes ou des vertébrés. Les mollusques, y compris les céphalopodes pourtant doués de remarquables facultés d'apprentissage, appréhendent le monde sans la médiation d'un corps articulé, donc sans mouvement reproductible, donc sans possibilité de mesure. Par contraste la patelle nous révèle le fondement anatomique de la perception de l'espace qui est requise dans chacune de nos inventions techniques, de nos constructions scientifiques ou de nos créations artistiques. La conclusion est fascinante même si elle ne réalise peut-être pas complètement l'ambition exprimée au début du chapitre : "even people who only know about people should care about limpets and their navigational problems. It will give them an insight into the rise of civilization and why people can create the things – art and literature and all that – which some people believe to the sole and only proper study of mankind." (p. 10).

Le système nerveux non centralisé des échinodermes (pp. 1-8), l'origine évolutive de la parthénogenèse, de l'hermaphroditisme et de la différenciation des sexes (p. 18-27), le coût énergétique et les avantages de l'homéothermie (pp. 28-43), les problèmes de la plongée chez l'homme, les mammifères marins et les oiseaux plongeurs (pp. 59-66), l'horloge interne de *Arenicola marina* (pp. 67-73), la flottabilité chez divers animaux marins (pp. 81-88), les effets opposés de la pression osmotique chez les animaux marins et chez ceux d'eau douce (pp. 89-93), les phénomènes de luminescence (pp. 94-101), l'écholocation et la taille du cerveau chez les dauphins (pp. 102-109), chacun de ces sujets est présenté en une dizaine de pages, avec une exactitude que les spécialistes de physiologie animale évalueront, mais en tout état de cause de manière très accessible au profane que je suis. La même volonté pédagogique se retrouve dans les trois chapitres autobiographiques consacrés aux recherches propres de l'auteur sur les céphalopodes (pp. 160-194).

D'autres chapitres proposent l'approche kaléidoscopique d'un concept à travers l'évocation de mutiples exemples. C'est le cas pour le chapitre "Measuring the cost of behavior" (pp. 126-131) qui explicite la notion de coût énergétique utilisée dans nombre des analyses du livre. C'est le cas aussi pour les transformations liées à l'insularité (pp. 51-58) ou pour les effets d'échelle (pp. 141-147) qui font l'objet d'un chapitre au titre significatif "Crawking up walls and walking on waters". D'autres serrent de plus près des questions de gestion des ressources naturelles – à propos de la mer du Nord (pp. 74-80) ou des quotas de pêche aux maquereau (pp. 147-154) – ou montrent l'influence des tarets sur le sort des batailles navales (132-140). Un chapitre est consacré à une critique des thèses végétariennes et antivivisectionistes (110-120) : l'auteur y critique la notion de droits de l'animal, à laquelle il préfère celle d'un contrat implicite à l'égard des animaux domestiques complété par un rejet de la cruauté et une attitude responsable à l'égard de la vie sauvage.

Le dernier chapitre consiste en une défense de la zoologie fondée sur son utilité, son caractère formateur et sa valeur culturelle (pp. 195-199). Au delà de cette argumentation classique dans la littérature de popularisation des savoirs naturalistes, ce livre mérite de retenir l'attention par sa démarche pédagogique. On regrettera certes l'absence de références, que les anecdotes ou les souvenirs personnels ne peuvent remplacer, mais on appréciera la volonté de présenter au public un choix de problèmes écologiques et physiologiques dans une perspective de biologie évolutive et de contribuer ainsi à une meilleure diffusion de la science dans la la culture générale.

J.–M. DROUIN

Source : MNHN

**E. HARRIS & J.HARRIS.–** ***Wildlife Conservation in Managed Woodlands and Forests*****. Second edition. Research Studies Press, Taunton, Somerset / John Wiley, New York, 1997. xiv+342 pages. ISBN 0-86380-206-0 / ISBN 0-471-96932-X (broché), prix : £ 25.**

L'objectif des auteurs, dans cette deuxième édition de leur livre sur la conservation de la "vie sauvage" dans la gestion des bois et forêts, est de présenter et analyser l'information concernant cet aspect de la conservation, information assez dispersée, à l'époque (1997), dans différentes publications scientifiques. La synthèse des connaissances acquises et du développement de leurs applications en conservation, qui faisait défaut, a été ainsi mise à la disposition des gestionnaires forestiers, aussi bien amateurs que professionnels.

Tout au long du livre, les auteurs insistent sur le fait qu'un rendement durable de la production de bois est la meilleure base pour la conservation de la faune et de la flore "sauvages" des bois et des forêts et que le développement des forêts en Grande-Bretagne a un potentiel significatif à cet égard.

L'ouvrage est divisé en deux parties : I. L'évolution et la gestion des forêts; et II. La flore et la faune dans les bois et les forêts exploités.

Dans la première partie, les zones forestières mondiales sont brièvement passées en revue, en tenant compte de leurs relations avec la température, la pluviosité et les sols, ainsi que les forêts de Grande-Bretagne et d'Europe (chapitre I). Les forêts britanniques et leur histoire sont analysées en plus grand détail dans le chapitre suivant (chapitre II), lequel est suivi de l'histoire et des principes de conservation en Grande-Bretagne, principes qui prennent en considération, entre autres, la diversité des habitats et des espèces, la rareté spécifique et la dimension des populations, et les questions spatiales, d'agrément et esthétiques (chapitre III). Dans le chapitre IV sont exposés et analysés les principes de la gestion forestière, avec référence : a) aux trois groupes d'espèces d'arbres des forêts : espèces pionnières, espèces secondaires et espèces climaciques, b) aux systèmes d'exploitation forestière, c) aux différentes étapes de cette exploitation, et d) à l'usage des fertilisants, des herbicides et des pesticides. Le chapitre se termine par une brève et importante analyse de la relation entre la conservation et l'exploitation forestière, thème principal discuté dans ce livre. L'analyse de cette même relation dans le cas des forêts de feuillus, des forêts de conifères et des forêts mixtes fait l'objet des trois chapitres suivants (5, 6, 7). Les auteurs indiquent dans le chapitre VIII les différentes étapes (9) dont on doit tenir compte dans la gestion des bois en exploitation en rapport avec la conservation de la "vie sauvage" à l'intérieure de ceux-ci. Cette première partie se termine par un chapitre (9) sur les forêts du futur, dans l'optique du développement durable, où cinq points sont mis en évidence en ce qui concerne la conservation de leur "vie sauvage" : 1. Exploitation forestière durable ; 2. Mise à disposition des animaux et des plantes des nouveaux habitats ; 3. Prévention de la dégradation irréversible des sols forestiers, des sites, de la flore et de la faune ; 4. Conservation et amélioration de la biodiversité ; et, 5. Gestion visant à l'augmentation de la diversité des habitats de la forêt.

La deuxième partie de l'ouvrage traite, principalement au niveau individuel, les diverses espèces végétales et animales (mammifères, oiseaux, amphibies, reptiles, insectes et autres invertébrés) qui habitent ou utilisent les forêts et les bois en exploitation, en Grande-Bretagne et en Europe. Sont indiqués spécifiquement, leurs distributions, habitats et mesures pour leur conservation, et pour les animaux aussi leurs densités et types de nutrition.

Ce livre a donc une importance primordiale pour les praticiens de l'exploitation des forêts et bois commerciaux, en raison du détail avec lequel sont indiquées les mesures de conservation de la "vie sauvage" en vue à la fois de la défense de la biodiversité et d'une exploitation forestière durable.

J.-P. CANCELA DA FONSECA

Source : MNHN

# INSTRUCTIONS AUX AUTEURS

**Écologie,** revue scientifique de la Société Française d'Écologie, publie des travaux dans tous les domaines de l'écologie, aussi bien fondamentale qu'appliquée. Les articles sont rédigés de préférence en français ou en anglais. La revue publie aussi des résumés de thèses ainsi qu'une tribune libre et des analyses d'ouvrages.
La longueur d'un article, une fois imprimé, ne doit pas excéder 10 pages, figures, tableaux, bibliographie et annexes compris. Toutefois, dans le cas d'articles de synthèse, la longueur pourra atteindre 15 pages imprimées, tout compris. Exceptionnellement, des articles plus longs pourront être pris en considération. Les textes proposés pour la Tribune ne devront pas excéder l'équivalent de 2 pages imprimées, tout compris. Les résumés de thèses devront tenir en 2 pages imprimées, y compris d'éventuelles figures ; ils ne devront pas comporter de bibliographie.

Les manuscrits des articles seront fournis en 3 exemplaires (original + 2 copies du texte, des figures, tableaux et annexes) sous leur forme définitive. Ils devront être entièrement dactylographiés au recto de feuilles 21 x 29,7 cm avec double interligne et marge de 5 cm.
Ils devront comprendre, dans l'ordre :
• Le titre en français et en anglais ;
• Le nom du ou des auteurs avec les prénoms en toutes lettres et l'adresse complète, ou les différentes adresses si nécessaire, sur feuille séparée.
• Un résumé en français et un « abstract » en anglais de 800 signes chacun, au plus. Il devra être indiqué si l'article correspond à un travail original ou à une mise au point ;
• Une version abrégée de 5000 signes, en français et en anglais ;
• Les mots-clés en français et les « key-words », en anglais ;
• Une proposition de titre courant, en français ou en anglais, selon le cas, ne dépassant pas une quarantaine de signes ;
• Le texte proprement dit, avec mise en évidence des sous-titres et paragraphes et mention dans la marge, au crayon, des passages pouvant être composés en petits caractères. Aucune autre indication typographique ne devra être mentionnée, à l'exception des noms latins des organismes, soulignés d'un trait, et des noms d'auteurs, soulignés de deux traits. Les noms d'auteur seront écrits en minuscules.
Les tableaux, numérotés en chiffres romains, seront conçus pour pouvoir être clichés directement par l'imprimeur, le cas échéant.
Les légendes seront fournies en français et en anglais. Elles seront dactylographiées sur des feuilles distinctes, à la suite.

L'illustration, dessins et photographies, sera numérotée en chiffres arabes. Elle devra être conçue en tenant compte du format de la revue, en prévoyant des possibilités suffisantes de réduction, notamment en ce qui concerne les lettres, chiffres et symboles. Seuls les dessins originaux seront acceptés. Les illustrations ne devront pas dépasser le format 40 x 30 cm et être expédiées à plat, non enroulées. La réduction souhaitée pour chacune d'elle sera indiquée au crayon, ainsi que la numérotation. Les légendes seront fournies en français et en anglais. Elles seront dactylographiées sur des feuilles séparées, à la suite.

La bibliographie sera présentée conformément aux modèles suivants :

CHITTY, D., PIMENTEL, D. & KREBS, C.J., 1968.– Food supply of overwintering voles. *J. Anim. Ecol.*, 37 : 113-120.

ARTHUR, W., 1987.– *The niche in competition and evolution.* Wiley and Sons, Chichester : 175 p.

GARAY, I. & NATAF, L., 1982.– Microarthropods as indicators of human trampling in suburban forests. *In :* BORNKAMM, R., LEE, J.A. & SEAWARD, M.R.D. (eds), *Urban Ecology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford : 201-207.

CLÉMENT, B., 1987.– *Structure et dynamique des communautés et des populations végétales des landes bretonnes*. Thèse de Doctorat ès Sciences, Université de Rennes 1 : 320 p.

*Les articles saisis sur micro-ordinateur (MS.DOS ™ ou MACINTOSH™) devront être enregistrés en ASCII ou sous un traitement de texte classique. Les illustrations de type Mac Draw™ ou Illustrator™ peuvent être utilisées.*
*Ne pas envoyer de texte sous paginateur ni de disquettes 5'1/4* ***de type HD****.*

Les manuscrits sont soumis, sous forme anonyme, à un minimum de deux referees. La durée d'analyse demandée aux referees est d'un mois. En cas de demande de révision majeure (cf. formulaire d'analyse), la version corrigée est envoyée aux referees pour vérification. L'article est envoyé aux referees dès sa publication.

Les auteurs recevront un seul jeu d'épreuves pour correction. Elles devront être retournées à la Rédaction dans un délai de huit jours, accompagnées de la commande de tirés-à-part (il n'est pas fourni de tirés-à-part gratuits). Faute d'un retour dans ce délai, la Rédaction procédera à la correction des épreuves et il ne sera pas commandé de tirés-à-part. Seules les erreurs typographiques devront être corrigées ; aucune correction d'auteur ne sera acceptée. En tout état de cause, toute modification (ou addition) sera facturée à l'auteur. Les frais de clichage des photographies sont à la charge de l'auteur (le cas échéant, en spécifier la commande en même temps que celle des tirés-à-part).
Les résumés de thèses devront être dactylographiés en indiquant, dans l'ordre : le nom et le prénom de l'auteur, le titre de la thèse, son nombre de pages, le type de thèse, l'Université, la date de soutenance, la composition du jury. Les épreuves des résumés de thèses sont corrigées par la Rédaction.

Les textes proposés pour la Tribune sont en principe publiés directement. Toutefois, la Rédaction se réserve le droit de conseiller aux auteurs les améliorations qui lui semblent nécessaires.

---

**Adhésion à la Société Française d'Écologie/Price for SFE Members (Exclusively)**

| (Personne physique) | Cotisation & Lettre de la S.F.E. | Cotisation & Lettre SFE + Écologie |
|---|---|---|
| FRANCE & C.E.E | 200,00 F | 450,00 F |
| ETRANGER hors CEE | 200,00 F | 500,00 F |
| Étudiants, Stagiaires étrangers | 50,00 F | 190,00 F |

**Abonnement 1999 à Écologie Vol. 30**

(Personne morale) **Numéro de Commission Paritaire : 50062**

*Tous nos tarifs s'entendent en **francs français, frais de port inclus.***
*Subscriptions are accepted for calendar year only - Cancellations are not accepted - Trimestrial*

| ***Prix public*** | **H.T** | **T.V.A. 2,1 %** | **TOTAL TTC** |
|---|---|---|---|
| FRANCE | 560,00 F | 11,76 F | 571,76 F |
| CEE | 560,00 F | | 560,00 F |
| ETRANGER hors CEE | 595,00 F | | 595,00 F |

***Agence d'abonnement & librairie Française : remise 10% (sur prix public HT)***

| | **H.T** | **T.V.A. 2,1 %** | **TOTAL TTC** |
|---|---|---|---|
| FRANCE | 504,00 F | 10,58 F | 514,58 F |
| CEE | 504,00 F | 10,58 F | 514,58 F |
| ETRANGER hors CEE | 535,50 F | 11,25 F | 546,75 F |

***Agence d'abonnement & librairie CEE et hors CEE : remise 10% (sur prix public HT)***

BIBL DU MUSÉUM PARIS

**SOCIÉTÉ FRANÇAISE D'ÉCOLOGIE**
c/o M. ECHAUBARD,
Laboratoire de Zoologie-Institut National Agronomique
16, rue Claude-Bernard - 75231 Paris cedex 05
Tél. 33-1-44.08.18.22. - Télécopie : 33-1-44.08.18.56.
C.C.P. 30 279 62 D LA SOURCE

**Les correspondances concernant la revue devront être adressées directement à :**

**Dr Patrick SILAN Revue ÉCOLOGIE**
**CNRS - Station Méditerranéenne de l'Environnement Littoral, 1 Quai de la Daurade, 34200 Sète FRANCE**
**Tél. 33 (0) 4 67 46 33 94 ou 33 (0) 6 07 84 34 85**
**Télécopie (Fax) 33 (0) 4 67 46 33 99**
**(from abroad 33 4 67... or 33 6 07...)**
**mail to:silan.sfe@univ-montp2.fr**

**Société Française d'Écologie:**
**http://home.worldnet.fr/ecologie/**
**Courrier électronique : écologie@worldnet.fr**

***IMPORTANT :** Les cotisations et les abonnements doivent être payés directement et de façon impersonnelle à la **SOCIÉTÉ FRANÇAISE D'ÉCOLOGIE.***

Source : MNHN

Source : MNHN

ÉCOLOGIE
— TOME 30 - N° 2 —
Juin 1999

# SOMMAIRE

**De Groot, C.J. † & Golterman, H.**– Le risque d'eutrophisation de l'Étang de Vaccarès et des marais de la Camargue (Delta du Rhône, France) ..... **91**

**Brunet, R.C. & Dartiguelongue, S.**– Modifications temporelles des écoulements et de quelques flux dans le bassin de l'Adour ..... **101**

**Rolland, T., Thiebaut, G., Daniel, H., Tremolieres, M., Haury, J. & Muller, S.**– Réponse à l'ammonium de l'activité nitrate réductase de trois populations d'*Elodea canadensis* Michx ..... **119**

**Bilong Bilong, C.-F., Le Pommelet, E. & Silan, P.**– Les branchies d'*Hemichromis fasciatus* Peters, 1858 (*Teleostei, Cichlidae*), un biotope pour des ectoparasites : structure, hétérogénéité et modèles de croissance ..... **125**

**Résumés de thèses** ..... **131**

**Analyse d'ouvrage** ..... **133**

# CONTENTS

**De Groot, C.J. † & Golterman, H.**– The danger of the eutrophication of the Etang de Vaccarès and the marshes of the Camargue (Rhone delta, S. France) ..... **91**

**Brunet, R.C. & Dartiguelongue, S.**– Temporal variations of flow, suspended matter and nitrate flux in the basin of the river Adour ..... **101**

**Rolland, T., Thiebaut, G., Daniel, H., Tremolieres, M., Haury, J. & Muller, S.**– Response of nitrate reductase activity to ammonium in three populations of Elodea canadensis michx ..... **119**

**Bilong Bilong, C.-F., Le Pommelet, E. & Silan, P.**– The gills of *Hemichromis fasciatus* Peters, 1858 (*Teleostei, Cichlidae*), a biotope for ectoparasites : structure, heterogeneity and growth models ..... **125**

**Thesis reviews** ..... **131**

**Books review** ..... **133**

***ÉCOLOGIE*** **est indexée dans les bases de données BIOSIS, Pascal et Cambridge Scientific Abstracts (Animal behavior, Ecology, Entomology, Oceanic et Water Ressources Abstracts)**

Source : MNHN